

UNIVERSIDADE DA CORUÑA
FACULTADE DE CIENCIAS ECONÓMICAS E EMPRESARIAIS
DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA APLICADA I



EVALUACIÓN AMBIENTAL Y NUEVA AGENDA DE POLÍTICAS
PÚBLICAS VINCULADAS AL DESARROLLO SOSTENIBLE:
HACIA UN SISTEMA DE EVALUACIÓN DE SOSTENIBILIDAD

TESIS DOCTORAL PRESENTADA POR:

José Manuel Álvarez-Campana Gallo

DIRIGIDA POR:

Dr. D. Antonio Erias Rey

MAYO DE 2006

UNIVERSIDADE DA CORUÑA
FACULTADE DE CIENCIAS ECONÓMICAS E EMPRESARIAIS
DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA APLICADA I

5

**EVALUACIÓN AMBIENTAL Y NUEVA AGENDA DE POLÍTICAS
PÚBLICAS VINCULADAS AL DESARROLLO SOSTENIBLE:
HACIA UN SISTEMA DE EVALUACIÓN DE SOSTENIBILIDAD**

TESIS DOCTORAL PRESENTADA POR:

José Manuel Álvarez-Campana Gallo

DIRIGIDA POR:

Dr. D. Antonio Erias Rey

MAYO DE 2006



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA APLICADA I

D. ANTONIO ERIAS REY, Catedrático de Economía Aplicada (Política Económica de la Universidad de A Coruña)

INFORMA:

Que la Tesis Doctoral titulada “Evaluación ambiental y nueva agenda de políticas públicas vinculadas al desarrollo sostenible: hacia un sistema de evaluación de sostenibilidad”, elaborada bajo mi dirección y supervisión por el Licenciado D. José-Manuel Álvarez-Campana Gallo, es obra personal del autor y reúne las condiciones mínimas necesarias para optar al grado de Doctor en Ciencias Económicas, por lo que autorizo su presentación a tal efecto.

A Coruña, 2 de mayo de 2006

Fdo.: Antonio Erias Rey
Catedrático de Economía Aplicada
Universidad de A Coruña

Agradecimientos

El apartado que escribo ahora, una vez redactada la Tesis Doctoral, va a convertir en sencillos los momentos más complicados que he tenido que atravesar para llegar a este punto. Son numerosísimas y variadas las aportaciones recibidas. Desde la proximidad y desde la lejanía, directa o indirectamente, muchos son los que me han aportado elementos, ideas y el impulso que me ha permitido emprender, orientar y tratar de culminar este proceso de investigación. Es difícil hacer justicia a todas los que, de una forma u otra, están detrás de cada una de las palabras que forman este documento. También es difícil conseguir corresponder en tan pocas líneas a su generosidad. Por eso quiero disculparme por las omisiones que puedan darse en este pequeño relatorio.

Mis padres, como es acostumbrado, empezaron el trabajo, y luego lo han continuado a cada momento. Mi abuelo Pepe me enseñó a observar la naturaleza y a apreciar el olor inconfundible de los buenos libros. Mi abuelo Manuel me mostró una perspectiva generosa y amable hacia la vida. Después y a lo largo de los años, en el campo profesional y personal, fueron muchos quienes me aportaron claves para ir entendiendo el medio ambiente y sus relaciones con el desarrollo, especialmente: Ceferino Álvarez, quien insiste siempre en que es mejor equivocarse haciendo que no haber hecho, y que dirigió mi primer estudio de impacto ambiental; José Luis González-Haba, que me instruyó en la gestión creativa y del cambio; José Manuel Barreiro, quien me dio la oportunidad de resolver sobre evaluaciones ambientales en Galicia; Jaime Gradín, que me ha aportado una visión pragmática y realista del esfuerzo empresarial; Joaquín Suárez, que me facilitó vincular el conocimiento práctico de evaluación ambiental con su enseñanza; Antonio Campo, con quien todo siempre es más sencillo y más vital; Almudena, que me ha apoyado permanentemente; y a muchos otros compañeros y compañeras de tantos afanes profesionales y personales.

Sin embargo, a quien debo un tratamiento especial en estos agradecimientos es a mi director de tesis, el profesor Antonio Erias Rey. Si tuviera que detallar las razones seguro que necesitaría un documento aún mayor que esta tesis. Ha tenido paciencia conmigo y me ha guiado, en la forma que sólo él sabe hacer, a través de muy variados escenarios que me han permitido crecer como persona y como profesional. Por todo esto y por su confianza, van para él mis más cordiales y sinceros agradecimientos.

INDICE DE CONTENIDOS

INDICE DE CONTENIDOS	3
INTRODUCCIÓN	7
CAPÍTULO 1. CONTEXTO	21
1.1 HISTÓRICO DEL MEDIO AMBIENTE EN LA AGENDA SOCIAL	25
Medio ambiente en la década de los sesenta: de la periferia al centro.....	29
Hasta mediados de los años ochenta: enfrentando los límites al crecimiento	36
Fin de siglo: avances en la agenda internacional y geopolítica del medio ambiente.....	43
Antropoceno, el último período geológico	48
1.2 DESARROLLO ECONÓMICO Y MEDIO AMBIENTE.....	53
Riqueza, valor y naturaleza hasta mediados del siglo XX	55
El problema de la calidad ambiental y los modelos de crecimiento económico.....	60
Disciplinas científicas: el problema de integración economía-medio ambiente.....	68
Tres enfoques: economía ambiental, enfoque EBES y economía ecológica.....	73
Desarrollo sostenible: escenario posible para la integración y práctica económica.....	84
1.3 POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTALES	87
El ciclo político y su dinámica respecto al medio ambiente	87
Políticas públicas ambientales: principios, normas legales y su fiscalización	99
Instrumentos de políticas para armonizar sistema productivo y medio ambiente	106
CAPITULO 2. EVALUACIÓN AMBIENTAL: ORIGEN Y EVOLUCIÓN	115
2.1 INTRODUCCIÓN A LA EVALUACIÓN AMBIENTAL.....	117
Evaluación ambiental: término genérico para un conjunto de instrumentos.....	117
La dimensión científica de la evaluación ambiental: desintegración y restricciones.....	126
Corrientes metodológicas cualitativas y cuantitativas en evaluación ambiental.....	131
2.2 ORIGEN DE LA EVALUACIÓN AMBIENTAL: LEY NEPA, 1969	137
Procedimiento NEPA como instrumento de la política ambiental preventiva	138
Evolución metodológica y práctica del procedimiento NEPA	148
Procedimiento NEPA: luces, sombras; tendencias y retos	153
2.3 EA: COMPONENTES, EVOLUCIÓN, ESTADO Y RETOS	159
Instrumentos componentes de la evaluación ambiental e instrumentos analíticos.....	160
Agentes que participan en los procesos de evaluación ambiental.....	183
Propuesta de historia evolutiva de los componentes de la evaluación ambiental.....	190
Realmente, ¿existe un Sistema de Evaluación Ambiental?.....	204
Evaluación ambiental: tendencias y retos, en particular respecto al DS	208

CAPÍTULO 3. LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA)	215
3.1 LA EIA EN LA PERSPECTIVA DE LA ESCUELA EUROPEA	219
Esquema conceptual de procedimiento EIA a partir de la escuela europea de EIA	223
Evaluación de impacto ambiental (EIA) en España: normativa y práctica	225
3.2 METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL	239
Procedimiento de EIA desde el promotor del proyecto	241
Procedimiento de EIA desde la administración ambiental	254
3.3 INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA LA EIA	263
Valoración de impactos socioeconómicos (medio humano)	264
Valoración basada en la percepción social (medio biofísico y medio humano)	268
Fianzas ambientales: origen y campos de aplicación	272
3.4 TENDENCIAS Y CAMBIOS DE LA EIA	275
Tendencias y propuestas de cambio en la EIA en España	278
Tendencias y retos de la EIA ante el escenario de desarrollo sostenible	282
 CAPÍTULO 4. EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA (EAE)	 289
4.1 ANTECEDENTES EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATEGICA	291
Orígenes y precursores de la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE)	291
Evaluación Ambiental Estratégica (EAE): definición y estructura	295
4.2 LA EAE EN EL ÁMBITO NORTEAMERICANO Y EUROPEO	299
Evaluación ambiental estratégica en los Estados Unidos	300
Evaluación ambiental estratégica en la Unión Europea	305
Principios de la evaluación ambiental estratégica	311
4.3 METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA	313
Modelos metodológicos de la evaluación ambiental estratégica (EAE)	313
Metodología básica de evaluación ambiental estratégica	317
EAE europea normativizada Directiva 2001/42/CE: metodología e implicaciones	322
La evaluación ambiental estratégica en el nivel de las políticas	330
4.4 LA EAE EN EL ESCENARIO DE DESARROLLO SOSTENIBLE	335
EAE ante la transición hacia la sostenibilidad	336
 CAPÍTULO 5. DESARROLLO SOSTENIBLE (DS): UN NUEVO PARADIGMA	 343
5.1 INTRODUCCIÓN	345
Desarrollo sostenible: un nuevo concepto y un nuevo paradigma	345
Tres dimensiones y tres preguntas para el desarrollo sostenible	357
Dimensión ética y moral del desarrollo sostenible	367
5.2 BASES DEL DESARROLLO SOSTENIBLE	375
Límites y restricciones al desarrollo sostenible	375
Valores, principios y directrices para la sostenibilidad	378
Papel del conocimiento científico y de la tecnología en el desarrollo sostenible	385
Papel de las políticas económicas y de la gobernanza en el desarrollo sostenible	387
5.3 MARCO ESTRATÉGICO DEL DESARROLLO SOSTENIBLE (DS)	391
Bases estratégicas para el desarrollo sostenible desde un marco global	392
Estrategia para el desarrollo sostenible en norteamérica: Estados Unidos	396
Estrategia de la Unión Europea para un desarrollo sostenible	399
Estrategias regionales para el desarrollo sostenible: el caso de Galicia	407

5.4 EL NIVEL TÁCTICO DEL DESARROLLO SOSTENIBLE	409
El ámbito local como espacio para la sostenibilidad.....	410
La Agenda 21 local y su proceso de evaluación.....	412
La huella ecológica	421
Desarrollo sostenible en proyectos de cooperación internacional al desarrollo	422
5.5 REFERENCIAL PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE	427
Instrumentos del cuadro de mando del desarrollo sostenible	427
Indicadores de desarrollo sostenible: aspectos teóricos y casos de aplicación.....	430
Cuadro de mando del DS en operación: metas, indicadores y objetivos específicos.....	440
Límites al cuadro de mando del DS: tendencias globales de largo plazo.....	443
5.6 EVALUACIÓN DEL DESARROLLO SOSTENIBLE	447
Principios de evaluación de la sostenibilidad y una aplicación práctica	448
Evaluación ambiental y evaluación de la sostenibilidad	453
Evaluación de impacto integrada, evaluación integrada/impacto sobre sostenibilidad	460
Movimiento hacia una evaluación basada en la sostenibilidad	463
Sobre sistemas de evaluación de sostenibilidad	470
6. CONCLUSIONES Y PROPUESTA TENTATIVA.....	473
6.1 CONCLUSIONES GENERALES	475
6.1.1 Contexto	475
6.1.2 Evaluación ambiental (EA)	476
6.1.3 Evaluación de impacto ambiental (EIA).....	477
6.1.4 Evaluación ambiental estratégica (EAE).....	478
6.1.5 Nuevo paradigma de desarrollo sostenible (DS).....	479
6.2 RESPUESTA A LA PREGUNTA CLAVE: papel de la EA en el DS	483
6.3 SITUACIÓN Y TENDENCIAS DE LA CUESTIÓN CENTRAL	485
Situación de la cuestión: la EA en la nueva agenda del desarrollo sostenible	485
Tendencias en marco de relaciones evaluación ambiental/desarrollo sostenible.....	486
6.4 RETOS EN LA RELACIÓN EA/DESARROLLO SOSTENIBLE.....	491
6.5 PROPUESTA TENTATIVA: HACIA UN SISTEMA DE EVALUACIÓN DE SOSTENIBILIDAD (SES)	503
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	513

INTRODUCCIÓN

Si queremos garantizar el éxito de una política pública deberemos disponer de un conjunto de instrumentos adecuados a los fines de la misma. La evaluación de impacto ambiental (EIA) es el instrumento preventivo más acreditado entre las políticas públicas ambientales. Su uso se extiende por todo el mundo: desde Perú hasta Canadá, desde Portugal hasta Rusia, desde Benin hasta China. En la actualidad 120 países utilizan la evaluación de impacto ambiental para ayudarse en la toma de decisiones que pueden tener un impacto sobre el medio ambiente. Cada año se elaboran en todo el mundo decenas de miles de evaluaciones de impacto ambiental. En cada país la metodología y la práctica de este instrumento es el resultado de un conjunto de factores políticos, institucionales y culturales. Pero, a pesar de las diferencias, este instrumento es portador de unas bases metodológicas destinadas a anticipar los impactos que una decisión, sobre todo en el nivel de proyecto, puede tener sobre el medio ambiente. La evaluación ambiental no es un instrumento nuevo, sino que su origen se remonta a los años setenta. Por este motivo no es de extrañar que en la actualidad, debido a procesos de cambio, de adaptación legislativa, de variaciones en las prioridades y en los conceptos, se observe una amplia variabilidad de estos instrumentos. Prueba de ello es que junto a la evaluación de impacto ambiental han surgido otros instrumentos de evaluación ambiental como la evaluación ambiental estratégica (EAE), que pretende anticipar los impactos sobre el medio ambiente de decisiones de niveles más elevados del ciclo político que el del proyecto, esto es al menos los planes y programas. A partir de los años noventa, después de años de una cierta estabilidad de los instrumentos de evaluación ambiental, se produce una etapa prolongada de revisión de los instrumentos, de nuevas definiciones, de nuevos términos. Esta etapa no afecta a la continuidad de la EIA y de la EAE como instrumentos de evaluación ambiental por excelencia, pero el resultado es una multiplicidad de términos, técnicas y procedimientos de evaluación.

Esta etapa de cambios, cuyo origen situamos a principios de los años noventa, está muy relacionada con la aparición en la agenda política de un nuevo paradigma que vincula el desarrollo con la dimensión triple del entorno humano: económica, social y

medioambiental. De esta forma, el concepto amplio de desarrollo sostenible va tomando posiciones en la agenda política internacional desde finales del siglo XX. Con tal intensidad e importancia que llega a afirmarse (Bartelmus, 1999a) que la solución para la integración de las políticas ambientales y socioeconómicas se encuentra en el “ampliamente propagado paradigma de desarrollo sostenible”. El desarrollo sostenible se ha convertido en una realidad conceptual, compleja y difícil de materializar, pero omnipresente en los discursos políticos, en las propuestas normativas, y en el campo docente e investigador. Más allá de las modas y tendencias en los diversos campos del conocimiento, especialmente en las tecnociencias físicas y naturales y en las ciencias económicas y sociales, la propuesta de desarrollo sostenible plantea nuevos retos, no solamente en el orden conceptual o teórico, sino también –y muy especialmente- en el orden práctico: ¿cómo podemos avanzar en la sostenibilidad?.

La tendencia hacia la sostenibilidad es la respuesta a un contexto socioeconómico y ambiental. Un contexto en el que los diversos agentes socioeconómicos, a través del marco institucional y de sus procedimientos, definen e implementan las políticas públicas. En este sentido, podemos destacar que durante la última década las políticas ambientales preventivas han alcanzado una posición nodular, no sólo en la propia materia de protección del medio ambiente, sino también en un desarrollo horizontal a través de las políticas regionales y sectoriales de desarrollo de la Unión Europea, en un entorno objetivo, aunque no bien definido, hacia el desarrollo sostenible. Las políticas públicas, y en particular las ambientales, no son algo que haya sido dado de forma natural o espontánea, sino que son una respuesta cultural, una elección y postura, ante diferentes manifestaciones. Son el fruto de décadas de experiencia, progreso tecnológico, problemas, pruebas y errores... Ha sido necesario llegar a un consenso internacional acerca de la necesidad de que intervengan las administraciones para proteger los recursos naturales y el medio ambiente, pero esto no fue siempre así. La tensión creciente, de acuerdo con la demanda de crecimiento de la población, especialmente a partir de los años sesenta del siglo pasado, fue la que puso sobre la mesa la preocupación por el crecimiento de la población y los propios recursos naturales. El Club de Roma, con su análisis sobre los límites al crecimiento y autores como Garrett Hardin, con su tragedia de los comunes, abrieron el debate de los conflictos entre crecimiento y recursos naturales. El medio ambiente, como concepto

quizá excesivamente ambiguo pero bien cómodo para nuestros propósitos, se ligó de forma indisoluble al problema o a la cuestión del crecimiento económico y del desarrollo. Así, poco a poco, y como resultado de diversos inputs: acontecimientos, sensibilidad social, problemas ambientales, compromisos colectivos, fueron configurándose las políticas públicas ambientales. No son unas políticas plenamente consensuadas, ni mucho menos, pero están sin duda entre las políticas que más importancia tienen actualmente en la construcción y debate de la agenda política.

Una vez demostrado el interés por disponer de políticas públicas, y en particular ambientales, se ha observado que las mejores de entre las posibles son las políticas de configuración *ex ante* o carácter preventivo. En las cuestiones ambientales, y utilizando toda la anchura propia del concepto ambiental que también alcanza lo social, la salud, el entorno inmediato y las repercusiones económicas, observamos que las técnicas preventivas son absolutamente determinantes. Los principios claramente aceptados como el principio de prevención y, de forma más reciente, el principio de precaución, son claves en una forma de hacer las cosas. Pero estas políticas y los instrumentos que permiten su desarrollo no son tema únicamente del presente, sino que algunas de ellas se originan a finales de los años sesenta, en concreto en el año 1969 mediante la ley federal de los Estados Unidos: *National Environmental Policy Act*. Una ley que ya entonces, dispone unos principios en todo homologables al actual modelo de desarrollo sostenible, y desde la que se pretende "...fomentar y promover el bienestar general, para crear y mantener las condiciones bajo las cuales pueden coexistir el hombre y la naturaleza en provechosa armonía, y satisfacer los requerimientos sociales, económicos y otros de las generaciones presentes y futuras..." (U.S. Congress, 1970). Como hemos señalado, la evaluación de impacto ambiental es el instrumento de gestión más importante de las políticas públicas ambientales de tipo preventivo. Un instrumento que da origen a todo un procedimiento, casi a una escuela de pensamiento ambiental operativo.

Así, entre las herramientas de gestión más importantes de las políticas ambientales preventivas pueden destacarse la temprana y precursora evaluación de impacto ambiental, cuyo uso se ha centrado en su mayor parte en la evaluación de proyectos; y la evaluación ambiental de políticas, planes y programas, también conocida como evaluación ambiental estratégica. No son los únicos instrumentos de evaluación

ambiental pero sí son los más importantes, conocidos y empleados por prácticamente todos los países. Otro elemento que distingue de manera muy especial a estos instrumentos respecto de otros existentes es que se encuentran normativizados, esto es, tienen realidad desde el punto de vista jurídico y por tanto valor administrativo y legal.

Estos dos instrumentos presentan numerosos elementos comunes, pero tienen un enfoque diferente respecto al ciclo de implantación de actividades o instalaciones, también llamado el ciclo político. Así, la evaluación ambiental estratégica se aplicaría para evaluar ambientalmente a las figuras más altas o generales del proceso de planificación: iniciativas legislativas, políticas, planes y programas. Son figuras diversas, en ocasiones muy heterogéneas y que definen, en un proceso tipo cascada, la secuencia lógica o racional desde la etapa de generación de las políticas hasta su materialización. Si descendemos por la escala que va concretando las actuaciones, observamos de forma general, que las políticas se desagregan en planes, y estos en programas. Los programas ya tienen un carácter más concreto y operativo, están mejor definidos en cuanto a su alcance y, especialmente, por su ubicación sobre el territorio. El siguiente paso de mayor concreción de la acción política es el proyecto. El proyecto como una unidad de ejecución material y por tanto de transformación material o real del entorno. Esta evaluación de los proyectos, antes de su ejecución o construcción, es la que viene reservándose al procedimiento de evaluación de impacto ambiental. Un procedimiento que, a pesar de que fue diseñado en su origen para evaluar todo tipo de acciones políticas, desde el más alto rango y mayor inmaterialidad de propuestas como iniciativas legislativas o políticas hasta el más concreto como los proyectos financiados total o parcialmente por los presupuestos públicos, se ha ido acotando hasta quedar prácticamente limitado a la evaluación ambiental de proyectos. Hay varias razones, como veremos, que pretenden explicar y justificar esta limitación. Pero esta no es la única dificultad existente. La evaluación de impacto ambiental, tal y como se crea en la NEPA, considera los factores ambientales desde una perspectiva amplia, y por tanto se le exige en esta ley que evalúe las repercusiones ambientales de cualquier acción teniendo en cuenta la repercusión sobre los elementos naturales o biofísicos, pero también sobre los elementos sociales y económicos y, por supuesto, que tenga presente los aspectos tecnológicos. En este sentido puede señalarse que la EIA originaria incide en la necesidad de “utilizar una aproximación interdisciplinar y sistemática que

asegurará el uso integrado de las ciencias naturales y sociales y de la ingeniería ambiental en la planificación y toma de decisiones que puedan tener un impacto sobre el ambiente humano” (U.S. Congress, 1970). No obstante, en la práctica se ha observado que la evaluación de impacto ambiental desde el principio se ha ido centrando en los aspectos biofísicos, dejando de lado casi completamente los aspectos socioeconómicos, empobreciéndose conceptual y metodológicamente la evaluación de impacto ambiental. Esto tiene su explicación y sus consecuencias.

Tanto el modelo organizativo de la administración pública como el propio modelo educativo universitario pueden darnos algunas respuestas de por qué se produce ese empobrecimiento metodológico y conceptual de la evaluación de impacto ambiental. En ambos casos el problema corresponde a una apuesta por la especialización y, por consiguiente, a la dificultad práctica de materializar enfoques interdisciplinares. La educación universitaria forma especialistas en áreas concretas del conocimiento, tal y como venimos dividiendo desde hace décadas: área de ciencias naturales, ciencias físicas o exactas, o ciencias sociales, entre otras. Esto crea comunidades centradas en disciplinas, con revistas, congresos, investigaciones, y docencia en torno a temas progresivamente especializados. Y de la misma manera ocurre en la administración pública. Su estructura es enormemente rígida y está ocupada por perfiles profesionales muy especializados. En este escenario, la materia de la evaluación ambiental, tanto desde el ambiente académico como el administrativo ha estado más vinculada -casi exclusivamente vinculada- a las disciplinas científicas de la ciencias naturales y a las disciplinas tecnológicas de las ingenierías agroforestales. De esta forma, la solicitada aproximación interdisciplinar no ha tenido el éxito y los resultados esperables. Pero, como decíamos, el empobrecimiento conceptual y metodológico que afecta a la propuesta original de la evaluación de impacto ambiental, tiene sus explicaciones y sus consecuencias. Las explicaciones, o al menos una de ellas, ya la hemos aportado. Las consecuencias de este empobrecimiento también son de importante magnitud.

Una de las primeras consecuencias de este empobrecimiento del método ha sido que, por mimetismo, el campo de definición del medio ambiente se haya estrechado radicalmente hasta conducirlo, en muchas de sus aplicaciones prácticas, en un sinónimo de medio biofísico. Se ha venido perdiendo parte del concepto original y nodular del medio ambiente, como es la visión integrada del entorno humano a través de su medio

biofísico y medio socioeconómico. Las dimensiones socioeconómicas de los estudios de impacto ambiental han sido y siguen siendo prácticamente marginales. Se han venido perdiendo importantes aportaciones de la economía, de la cultura, de la sociología, de la sanidad, llevando a una construcción y evaluación del medio ambiente que gira casi exclusivamente en los parámetros biofísicos, y que por tanto pierde una parte importante de su riqueza y globalidad. En respuesta a esta cuestión se han llegado a desarrollar instrumentos específicos desde diversas especialidades del conocimiento como la evaluación de impacto socioeconómico, o la evaluación de impacto sobre la salud, entre otros. Estas figuras se han creado pero no han resuelto el problema de la integración, sino que tal vez lo han agravado todavía más, ya que los especialistas de los mismos en vez de participar de la corriente principal de la práctica de la evaluación ambiental han derivado a prácticas específicas, sin difusión general y sin soporte normativo.

Este, con ser importante, no es el único problema que ha causado el reduccionismo conceptual y metodológico de la evaluación de impacto ambiental. Como las ciencias sociales no han tenido una participación suficiente en la práctica y desarrollo de las evaluaciones de impacto ambiental, éstas también se han visto privadas de las fecundas discusiones y de las ricas aportaciones de la evolución conceptual y metodológica que han venido siguiendo durante las últimas décadas las ciencias sociales, muy especialmente las diferentes áreas de conocimiento e investigación de las ciencias económicas. Pero no queda aquí la pérdida, ya que, como hemos expuesto, los problemas ambientales y las cuestiones del crecimiento económico y del desarrollo están juntas en la realidad. Por eso también hay una brecha entre las numerosas aportaciones de las disciplinas económicas a los problemas del crecimiento económico y del desarrollo, y la práctica de la gestión medioambiental. Las políticas públicas, a través de instrumentos como la evaluación ambiental, serían el puente natural entre la investigación científica socioeconómica y las intervenciones en el medio ambiente. Lamentablemente, esto no ha sido así. Los avances conceptuales de las ciencias sociales en cuanto a la generación de las políticas, los modelos de toma de decisión, la práctica de la planificación, y otros elementos, no han llegado a fecundar la práctica de la evaluación ambiental. Por esa razón, llegado el momento en que observamos que la práctica masiva de la evaluación de impacto ambiental en los

proyectos es importante pero no es suficiente para resolver los problemas ambientales que han generado las decisiones previas a los proyectos: programas, planes y políticas, se pone la necesidad de disponer de un instrumento específico para la evaluación ambiental de estos niveles de actuación.

Veinte años después de la creación de la evaluación de impacto ambiental en la NEPA, que también contemplaba la evaluación de estos niveles de actuación, y debido al reduccionismo metodológico que hemos explicado, nos encontramos a principios de los años noventa en Europa en la tesitura de tener que configurar un nuevo instrumento para evaluar ambientalmente las políticas, planes y programas: la evaluación ambiental estratégica o evaluación de políticas, planes y programas (PPP). Este instrumento está recorriendo desde entonces y hasta ahora un complejo camino de configuración normativa y estabilización metodológica. La evaluación ambiental estratégica aún tiene un papel reducido como auxiliar de las políticas públicas, lo que ha significado y significa que numerosísimas actuaciones no han contado con el potencial operativo de este tipo de instrumentos.

De esta manera, nos encontramos en este momento con un conjunto de instrumentos de evaluación ambiental, entre los que hay dos principales: la evaluación de impacto ambiental (EIA) y la evaluación ambiental estratégica (EAE). Junto a estos instrumentos principales, el conjunto presenta otros instrumentos de evaluación que denominamos secundarios, como la evaluación de impacto social, la evaluación de impactos acumulativos o la evaluación de impacto sobre la salud ambiental. Este conjunto de instrumentos primarios y secundarios forma lo que venimos en llamar 'evaluación ambiental'. Un conjunto al que acompañan como numerosas herramientas auxiliares de la evaluación ambiental, como: el análisis multicriterio, el análisis de ciclo de vida, o el análisis de riesgos.

Este conjunto, sin embargo, no llega a conformar un sistema de evaluación ambiental. Un conjunto que sería el resultado de un largo proceso de evolución adaptativa de normativas, procedimientos, técnicas, y metodologías; un proceso que se inicia en 1969 en Estados Unidos con la *National Environmental Policy Act* (NEPA), y que se adopta de forma general en el ámbito la Unión Europea en 1985 con la Directiva 85/337/CEE, sobre evaluación de los efectos de distintos proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente, y más recientemente con la Directiva 2001/42/CE,

relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente.

Por otro lado, la actual pauta política orientada hacia el desarrollo sostenible es el resultado de un largo proceso de cambio de paradigma del modelo de desarrollo. Desde los modelos exógenos y endógenos de desarrollo económico, preocupados por conceptualizar e implementar las claves para el desarrollo, especialmente en los llamados países en vías de desarrollo, hasta el concepto abierto de desarrollo sostenible, que viene a encontrar su espacio en el Informe Brundtland de 1987 y en la agenda internacional en el año 1992, a partir de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, con iniciativas tendentes al logro del desarrollo sostenible como una concepción integrada del punto de vista social, económico y ecológico. Una postura que se plasma en el V y VI Programas de Acción de la Comunidad Europea. Por otra parte, el VI Programa de Acción de la Comunidad Europea (2001-2010) en materia de Medio Ambiente “Medio ambiente 2010: el futuro está en nuestras manos” incide en que la sociedad debe esforzarse por disociar impacto y degradación ambiental por un lado, y crecimiento económico por otro; así como la necesidad de que los modelos socioeconómicos se hagan más sostenibles, especialmente respecto a la gestión de los recursos naturales y de los residuos. Entre los principales instrumentos de la estrategia que establece el VI Programa está, en primer lugar, el de mejorar la aplicación práctica de la legislación ambiental vigente, donde el sistema de evaluación de impacto ambiental tiene un papel clave.

Así, el desarrollo sostenible, como concepto y como escenario, se convierte en un nuevo punto de confluencia preparado para recibir las jugosas aportaciones procedentes de las ciencias sociales y de las ciencias naturales. El desarrollo sostenible se convierte en un objetivo, no excesivamente preciso, como han señalado numerosos autores, pero suficientemente cómodo como para que se convierta también en un punto de encuentro de las políticas públicas consideradas tanto desde una perspectiva ambiental sectorial como desde su papel horizontal en políticas sectoriales no ambientales, como las infraestructuras, comunicaciones, y un largo etcétera.

Lógicamente, el desarrollo sostenible como meta y la sostenibilidad como objetivo dinámico, precisan de instrumentos que, en todos los niveles de la intervención pública, permitan evaluar y dirigir las acciones generales hacia un escenario de

sostenibilidad. La propuesta de desarrollo sostenible, el nuevo paradigma de desarrollo sostenible, precisa de instrumentos y procedimientos capaces de materializar esta propuesta y de comprobar y comprender la medida en que se alcanza esta propuesta de forma progresiva. El escenario de desarrollo sostenible requiere de instrumentos que respondan a su función estratégica, pero también requiere de instrumentos adaptados a su función táctica: la agenda 21 local, que representa la concreción a escala geográfica local de las propuestas de desarrollo sostenible, con sus proyectos de desarrollo, y que también debe responder a una evaluación.

En esta situación y en la línea de observaciones como las planteadas por Devuyst (2000) quien señala que “el actual interés por el concepto de desarrollo sostenible plantea la cuestión de si la EIA, y más en particular la EAE, pueden contribuir a alcanzar sociedades más sostenibles” es donde nos formulamos la pregunta clave para la presente tesis: ¿hasta qué punto los actuales instrumentos y procedimientos de evaluación ambiental son capaces de responder a las necesidades estratégicas y tácticas del nuevo paradigma de desarrollo sostenible?. Una pregunta que está muy relacionada también con las propias necesidades operativas del desarrollo sostenible: “el deseo de alcanzar el desarrollo sostenible se ha convertido en una importante justificación de la evaluación ambiental” (Piper, 2002). Estos problemas y limitaciones subyacen los trabajos y reflexiones de numerosos autores. Por ejemplo, en el campo de investigación sobre la materia puede señalarse que ya en 1996 se plantea en la conferencia de Bellagio la necesidad de incorporar los postulados del desarrollo sostenible a la evaluación de impacto ambiental. Posteriormente, autores como Sadler (1999) señalan que “a pesar de los avances recientes, la EIA y la evaluación ambiental estratégica (EAE) se quedan cortas en la materialización de su capacidad potencial para garantizar la sostenibilidad ambiental en la toma de decisiones sobre desarrollo”. Esta falta de materialización del potencial de las EIA se subraya de forma reiterada. Recientes investigaciones en Suecia mantienen que la práctica habitual de la EIA de proyectos en este país no puede asegurar un modelo de desarrollo sostenible (Bruhn-Tysk & Eklund, 2002). En otros ámbitos como el Reino Unido, las investigaciones (Piper, 2002) destacan el valor de técnicas para evaluación ambiental existentes como la evaluación de efectos acumulativos que, aunque poco utilizada, puede constituir un importante vehículo para integrar los objetivos de desarrollo sostenible en los procedimientos de evaluación

ambiental, ya que los procedimientos actuales no están respondiendo de forma satisfactoria.

De esta forma, y dada la situación de la evaluación de impacto ambiental (EIA) y de la evaluación ambiental estratégica (EAE), y a pesar de su indudable valor, la tesis que se plantea ha de centrarse en analizar la suficiencia o insuficiencia conceptual y metodológica de la evaluación de impacto ambiental (EIA) y de la evaluación ambiental estratégica (EAE), incluyendo los instrumentos secundarios y las herramientas auxiliares, para responder a las necesidades de un escenario de desarrollo sostenible. Hay que incidir en que gran parte de la potencial insuficiencia conceptual y metodológica que hemos anticipado es el resultado de su distanciamiento progresivo de las ciencias sociales, especialmente de las económicas; un fenómeno que es contrario al carácter integrador del medio ambiente, tanto respecto al medio humano como al biofísico. A partir de este punto, se procura revisar y reintegrar las aportaciones potenciales de diversas disciplinas económicas en el proceso –ya consagrado, pero siempre inacabado- de evaluación ambiental, en orden a recuperar su función original como integrador del medio socioeconómico (campo de las ciencias sociales) y del medio biofísico (campo de las ciencias naturales y la ingeniería ambiental), con el fin de garantizar la plena validez y aplicabilidad de los resultados obtenidos de las EIA y EAE en la toma de decisiones y gestión de proyectos con potencial impacto sobre el medio ambiente dentro de un escenario de desarrollo sostenible.

En esta situación se enmarca la presente investigación, cuya tesis central pretende dar respuesta de forma tentativa a la cuestión ¿en qué medida y de qué forma el conjunto de instrumentos disponibles de evaluación ambiental puede constituir un sistema adecuado y suficiente para evaluar la repercusión de políticas, planes, programas y proyectos con incidencia sobre el medio ambiente (en su sentido más amplio, esto es, incluyendo también la dimensión económica y social) dentro del modelo de desarrollo sostenible?.

La tesis propuesta pretende desarrollarse mediante un proceso de análisis cualitativo, a través del que se procede básicamente a la descripción, análisis y formulación de las políticas. El análisis cualitativo se realiza a través de los elementos

que configuran el sistema actual, en donde encontramos un contexto de realidad ambiental dominada por cambios de escala global, un debate abierto desde hace décadas sobre las relaciones entre el crecimiento económico y el medio ambiente, un conjunto de políticas ambientales preventivas desplegadas y operando a través de diversos instrumentos, y un escenario emergente dominado por un nuevo paradigma, de carácter metapolítico y sumamente indeterminado, como es el desarrollo sostenible. La necesidad de comprender las influencias y relaciones entre los distintos elementos nos ha llevado a realizar un esfuerzo adicional en su análisis histórico. La figura adjunta presenta esta compleja operación a través de un mapa conceptual que reproduce básicamente los procesos de investigación y desarrollo de la presente tesis.

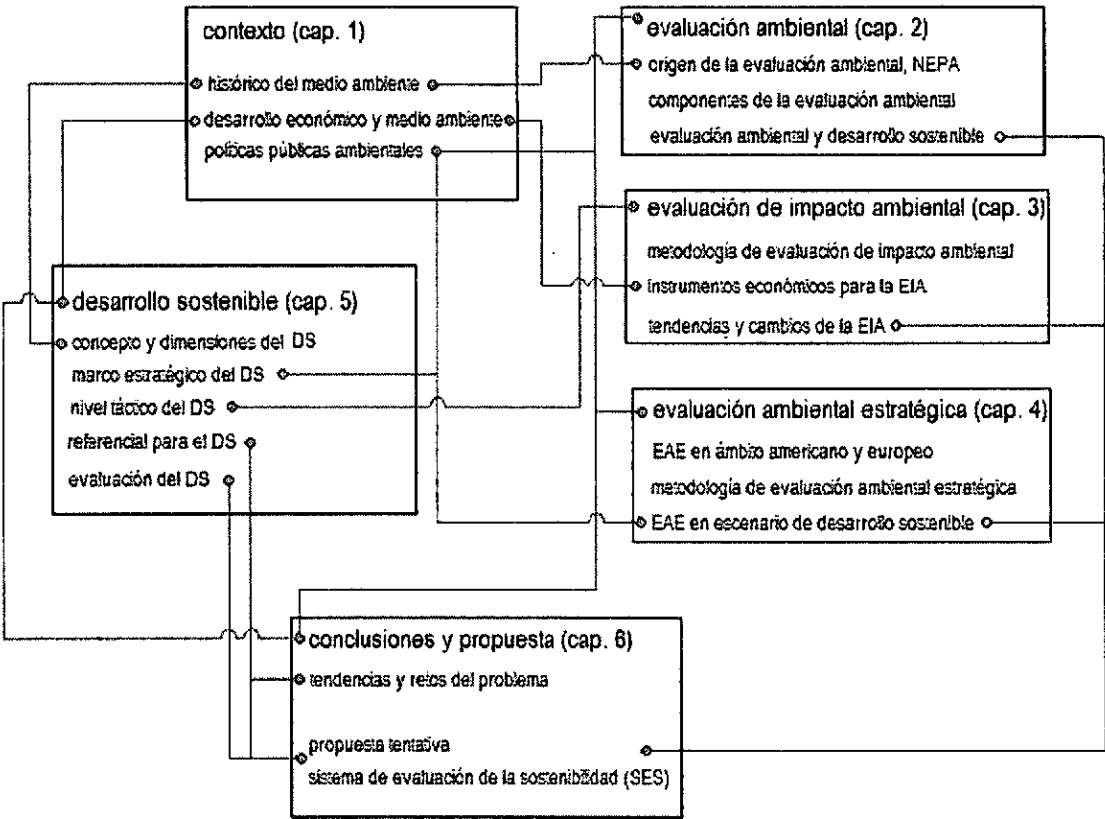


Figura 1. Mapa conceptual de la tesis

Para este fin la estructura de la tesis doctoral se ajustará a la distribución en seis capítulos. Un primer capítulo que contiene el contexto de la presente investigación. En este capítulo partimos de la transformación histórica que, desde los años sesenta del siglo pasado hasta el presente, configura nuestra actual realidad, en donde la agenda de las políticas ambientales tiene una posición relevante. Posteriormente exponemos las

variaciones y adaptaciones que ha sufrido el concepto económico de crecimiento y desarrollo, así como el concepto resultante de desarrollo sostenible. Dado que las políticas no dejan de ser sino la expresión de la voluntad transformadora de la sociedad, procedemos a repasar los elementos que configuran las políticas públicas hasta llegar de forma específica a las políticas públicas ambientales de tipo preventivo. Prestamos especial interés a la dinámica del ciclo político.

El segundo capítulo de la tesis está dedicado a la evaluación ambiental, definida a estos efectos como un conjunto de instrumentos primarios (evaluación de impacto ambiental y evaluación ambiental estratégica) y de instrumentos secundarios. Instrumentos que constituyen básicamente el armazón operativo de las políticas públicas ambientales preventivas. En este capítulo establecemos el temprano origen de la evaluación ambiental en la legislación NEPA norteamericana, y seguimos su evolución, según la escuela de evaluación ambiental que damos en llamar como escuela norteamericana. Posteriormente, planteamos el conjunto de componentes de la evaluación ambiental, y sus relaciones. Nos detenemos en la dinámica de los agentes sociales que participan en la evaluación ambiental porque éstos son quienes contribuyen a su evolución, una evolución que exponemos desde una perspectiva asimilada a la evolución de tipo paleontológico. Finalmente analizamos en este apartado si ese conjunto de instrumentos de la evaluación ambiental configuran o no un sistema, para terminar planteando los retos y tendencias de esta “caja de herramientas” de evaluación ambiental.

El tercer capítulo está dedicado al instrumento por excelencia de la evaluación ambiental: la evaluación de impacto ambiental (EIA). En este capítulo se comienza definiendo el concepto y metodología de base, particularizando en la EIA desde la perspectiva europea. Se expone y desarrolla la metodología de la EIA, distinguiendo el procedimiento desde una perspectiva doble: procedimiento de la EIA desde el promotor y desde la administración ambiental. Este capítulo concluye con el análisis de la EIA en el escenario de desarrollo sostenible.

El capítulo cuarto está destinado al estudio y exposición de los elementos de la evaluación ambiental estratégica (EAE). Su origen, su desarrollo en el ámbito europeo a partir de la directiva de referencia, sus bases metodológicas, y finalmente el análisis del papel de la evaluación ambiental estratégica en el campo del desarrollo sostenible.

El capítulo quinto está destinado a la exposición del nuevo paradigma de desarrollo sostenible. Parte de una introducción y revisión de conceptos, para después revisar el desarrollo sostenible desde un marco estratégico, pasando posteriormente al análisis del desarrollo sostenible desde el nivel táctico. A continuación se estudian los referenciales de desarrollo sostenible, con un tratamiento específico de los indicadores de desarrollo sostenible, como cuadro de mandos de las tendencias de las políticas públicas hacia la sostenibilidad. Este capítulo se concluye con un análisis del estado de las técnicas e instrumentos para la evaluación de la sostenibilidad.

Finalmente se encuentra el capítulo sexto. Un capítulo que tiene una función doble. Por una parte tiene el contenido habitual de conclusiones generales, y por otra parte incluye lo que estimamos la respuesta a la cuestión clave planteada en esta tesis, así como el estado de tendencias y retos que se le plantean a esa cuestión. Este capítulo concluye con una propuesta tentativa importante: hacia un sistema de evaluación de sostenibilidad (SES).

Todos y cada uno de los capítulos están expuestos con una idea clara de fondo: detectar, analizar y destacar sus potencialidades de interconexión con vistas a dar respuesta a nuestra pregunta clave y, por tanto, ayudar a configurar la propuesta tentativa que es fundamental en la presente tesis: la necesidad de definir y operar bajo un sistema de evaluación de sostenibilidad (SES), mediante un planteamiento integrado, sistémico e interdisciplinar.

Con este trabajo también se pretende abrir líneas futuras de investigación sobre cuestiones muy diversas que no han podido ser resueltas en este documento como: la taxonomía y configuración evolutiva de los instrumentos de evaluación ambiental fuera del ámbito geográfico europeo y norteamericano; las relaciones evolutivas detalladas de los diferentes instrumentos de evaluación ambiental; la conexión metodológica y funcional entre las herramientas auxiliares y la evaluación ambiental; la integración de instrumentos económicos en la metodología ordinaria de evaluación ambiental; la cuantificación nacional e internacional de la práctica de EIA y EAE; la extensión de la directiva europea de EAE hacia los niveles de políticas y propuestas legislativas; la validez del modelo 'tetraédrico' con la dimensión institucional ampliada sobre las tres dimensiones habituales del desarrollo sostenible; la incorporación de la salud como un elemento fundamental en la dimensión social del desarrollo sostenible; modelo

operativo de desarrollo sostenible en las acciones de cooperación al desarrollo; la integración de los principios de Lawrence en el ‘perfil de sostenibilidad de Bellagio’; así como, especialmente, el desarrollo detallado de la propuesta de sistema de evaluación de sostenibilidad (SES).

Finalmente, este trabajo pretende servir, desde una visión del medio ambiente y del desarrollo como un nuevo valor social, a incrementar las contribuciones y el fomento de las técnicas interdisciplinarias de aproximación al campo ecológico-económico. Y de esta manera contribuir, en la medida de lo posible, a que las numerosas ventajas y virtudes de estos nuevos valores tengan una difusión social. La sociedad tiene que percibir que el nuevo paradigma y valor del desarrollo sostenible repercute de forma positiva en su vida diaria porque si no, pronto va a empezar a sentirse lo que podríamos definir como la ‘fatiga del pensamiento y acción sobre el desarrollo sostenible’.

CAPÍTULO 1. CONTEXTO

El trabajo presentado tiene como objetivo primordial poner en relación los instrumentos más importantes de las políticas ambientales preventivas con el nuevo paradigma y nuevos tiempos, no solamente de la política ambiental sino también de las políticas económicas y del desarrollo, adaptados al modelo de desarrollo sostenible.

Las políticas ambientales, consideradas como un grupo homogéneo dentro del campo más amplio de las políticas públicas, resultan de la interacción entre los agentes públicos y privados en las últimas décadas del siglo XX y principios del XXI. Desde los años sesenta, cada vez más colectivos y personas se han ido preocupando por la calidad ambiental. Cada descubrimiento científico que ha venido a aportar luz sobre las relaciones causales entre degradación ambiental y problemas de salud pública o alteraciones ecológicas ha ido pesando en la balanza, cada vez más inclinada, hacia la preocupación por la calidad de nuestro entorno. Esta preocupación social, tanto colectiva como individual, ha llegado a tener tanta influencia que se ha convertido en un componente clave en la formulación, tanto de las políticas públicas nacionales, regionales y locales, como de la agenda política internacional. En este primer capítulo se pretende realizar una aproximación a la génesis y al desarrollo de las políticas ambientales, esto es, a la forma en que la sociedad responde a la propia demanda de la sociedad por un nuevo escenario de relaciones entre los seres humanos y su entorno. En realidad lo que se pretende es poder enmarcar las figuras de evaluación ambiental dentro del contexto en que se formuló en su día, y dentro del contexto en que va evolucionando cada día hasta el escenario actual del desarrollo sostenible. Podríamos realizar un símil ecológico, donde la evaluación de impacto ambiental sería una especie biológica que forma parte de una gran clase biológica (las políticas ambientales), y donde las actuaciones humanas (las políticas económicas y el modelo de desarrollo) y la calidad ambiental son el medio en que esta especie se desarrolla y evoluciona. Así, la evaluación ambiental va mutando, cambiando, adaptándose o derivando hacia nuevas formas; incluso, como veremos, surgen nuevas formas dentro de la familia de evaluación ambiental. De esta manera, propondremos una visión —y por tanto, un análisis- evolutivo o histórico de la evaluación ambiental, incluyendo tanto formas

derivadas como incluso técnicas analíticas relacionadas. Y analizaremos, como cumple ser objetivo de esta investigación, la capacidad de esos instrumentos evaluativos para responder a las necesidades de los nuevos tiempos del paradigma de desarrollo sostenible en nuestra sociedad.

La evolución, como hemos anticipado, que sufren a lo largo del tiempo los instrumentos de evaluación ambiental, no es fruto de la casualidad. Es más bien el resultado de la intersección, de la interrelación entre el desarrollo económico –como un objetivo estructural dominante-, con el medio circundante o medio ambiente. Esta intersección se ha hecho cada vez más estrecha, hasta el punto de que la actividad humana ha sido capaz de impactar sensiblemente en la calidad ambiental y ocasionar perjuicios de salud y ambientales de graves consecuencias. Esta historia, que se remonta apenas unas décadas hasta los años sesenta, pretendemos sintetizarla desde la perspectiva de la primera parte del presente análisis del contexto. Un primer apartado de tipo descriptivo en donde se despliega, a lo largo de un eje de coordenadas temporales, y basándose en hitos singulares pero representativos, una aproximación al mapa del ambientalismo durante el último medio siglo: desde los años sesenta hasta y los primeros años del siglo XXI. Los hitos seleccionados no son convencionales, ni siquiera pretendemos que sean los más importantes, aunque si cumplen la función de ilustrar un proceso histórico adaptativo y evolutivo como es el ambientalismo. En este apartado hemos querido reflejar la realidad de un proceso cambiante, y también la certeza de que las políticas o los comportamientos políticos responden a una sensibilidad localizada geográficamente y temporalmente. Esto es, responden a una dinámica creativa y se expanden hacia otras zonas y tiempos. Otro de los objetivos que pretendemos con este recorrido vertiginoso por casi medio siglo de la historia es poner de manifiesto, y recalcar, que la preocupación por la protección del medio ambiente está vinculada desde su origen a la preocupación por el crecimiento económico y el desarrollo de la sociedad. Así observamos que la economía y la naturaleza coexisten e interaccionan, no sólo en el campo real del medio ambiente, sino en el campo político, conceptual y científico. En este sentido nos ha interesado resaltar la aparición, en la línea temporal, tanto de los instrumentos más señalados de políticas ambientales preventivas (evaluación ambiental) como la aparición de las propuestas de nuevos modelos económicos y de desarrollo que vienen a confluir en la propuesta de

desarrollo sostenible. Este primer apartado se convierte, de esta forma, en una línea temporal que conecta la evaluación ambiental, un instrumento ambiental precoz que surge en la década de los setenta, con el concepto de desarrollo sostenible que comienza a tomar posiciones en la agenda política a finales de los años ochenta hasta llegar a configurar un paradigma dominante en la actualidad.

Como hemos señalado, el medio ambiente, manifestado a través de su propia realidad física, de la degradación de los recursos y de la contaminación, o incluso mediante la creación de una conciencia ambientalista en la sociedad, ha provocado y modulado las interpretaciones y las posturas sobre los problemas del crecimiento económico y del desarrollo. Por este motivo, el segundo apartado que titulamos ‘desarrollo económico y medio ambiente’ viene a reproducir, fundamentalmente desde la perspectiva de la evolución y variaciones de los modelos económicos y de crecimiento, el espacio de contacto entre la economía y el medio ambiente. Este apartado tiene una vertiente descriptiva pero también procura analizar la relación entre estas dos categorías conceptuales de forma relacional y evolutiva (de base causal). Parte del apartado es de tipo predominantemente económico y otra parte es de parte eminentemente ambiental, llegando, según avanzamos por el vector temporal, a un estado en el que sólo es posible la integración. Un espacio en donde el modelo emergente del desarrollo sostenible adquiere su sentido, como una de las mejores respuestas – aunque tal vez no excesivamente concreta- al conjunto de limitaciones y restricciones a que se encuentra sometido tanto el propio crecimiento económico como el concepto más amplio de desarrollo.

El tercer apartado de este contexto está relacionado con la dinámica de las políticas públicas, particularmente las ambientales. En este caso no hay un eje temporal, sino que procuramos contextualizar la forma en que se generan y se desarrollan las políticas públicas. De esta forma situamos el centro de gravedad en los agentes, quienes idean, formulan, elaboran y evalúan las políticas. Esto es, los agentes que intervienen o son capaces de intervenir en la dinámica del sistema socioeconómico y sobre el sistema ambiental y de esta forma conseguir –o no- modificar o reorientar estas dinámicas. Dentro de esta dinámica se sitúan y explican las funciones y valores de las políticas públicas ambientales en lo que más nos ocupa en nuestro trabajo de investigación: la relación potencial y real entre un instrumento como la evaluación ambiental y una

metapolítica como el desarrollo sostenible. Dos categorías conceptuales distintas y diacrónicas que serán analizadas detalladamente en los siguientes capítulos.

1.1 HISTÓRICO DEL MEDIO AMBIENTE EN LA AGENDA SOCIAL

La preocupación por el medio ambiente es el fruto del encuentro de la sociedad con los problemas causados por su propia actividad. Problemas que se manifiestan por vez primera a través la degradación de las condiciones naturales de recursos básicos como el agua, el aire o el suelo. Los primeros síntomas que generan preocupación están relacionados con el deterioro de estos recursos básicos de manera que llegan a afectar de modo directo a la salud de las personas.

Ya desde mediados del siglo XIX, y como resultado de los avances en la ciencia médica, la sociedad va tomando una conciencia clara de lo importante que es la calidad del agua para la salud de la población. Empiezan entonces a formalizarse estructuras organizativas cuyo fin es garantizar y promover la calidad ambiental, particularmente la hídrica. Por ejemplo, el primer comité público de salud de los Estados Unidos se creó en 1869 en Massachussets. Aún habría de esperarse en este país hasta finales de siglo para aprobar la primera ley federal de control de la contaminación hídrica: Ley de Residuos de 1899. A pesar de su precocidad respecto a otras normas americanas y europeas¹, esta ley estaba orientada más a proteger la navegabilidad de las aguas que la protección de la salud pública. Esta ley obligaba a solicitar permiso al Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos antes de verter cualquier tipo de residuo en una vía navegable. No es hasta los mediados los años sesenta del siglo XX cuando esta ley de residuos es objeto de una serie de transformaciones para convertirla en medida de control de la calidad del agua.

Hemos escogido esta ley de residuos como ejemplo porque pensamos que representa de forma clara el fenómeno que se produce durante el siglo XX: el cambio cultural de la sociedad en cuanto a la relación entre el medio ambiente y la persona. Y precisamente el punto de inflexión de ese cambio se sitúa hacia los años sesenta del siglo XX.

Hasta los años sesenta, el medio ambiente parece limitarse a un espacio exterior a la persona o al individuo. El medio ambiente es un espacio geográfico que provee de

¹ Se ha seleccionado este ejemplo como legislación 'ambiental' de corte moderno. En Europa hay desde hace siglos numerosas normas originadas en ámbitos geográficos o sectoriales 'preocupadas' desde su perspectiva, por la calidad de vida y la protección del entorno. En Inglaterra, como citan Shrimpton & Storey (2000): "ya en 1546 el *Report of the Royal Commission investigating iron mills and furnaces in Southern England* incorpora muchos elementos del moderno proceso de EIA"

funciones necesarias: como sustento de producciones básicas agroforestales, mineras y energéticas. Esto es, el medio ambiente se considera como un proveedor de recursos naturales. En estos años el medio ambiente va a tener también funciones de espacio externo o ajeno para eliminar los residuos, que no son al cabo sino materia o energía de fin de ciclo productivo. De forma muy sencilla podemos conceptualizar una percepción generalizada, hasta los años sesenta, del medio ambiente como un espacio ajeno al hábitat humano capaz de producir recursos y de absorber residuos de un modo casi ilimitado². Si bien es cierto que los agentes públicos se dotan de múltiples y diversas normas de protección destinadas a garantizar especialmente la salud pública, lo cierto es que puede advertirse que muchas de esas normas se generaron y desarrollaron bajo el modelo conceptual de que el medio ambiente es lo otro, lo de fuera, lo ajeno. Una de las pruebas de esta ajenidad del medio ambiente está en que se planteaba que la base para la corrección ambiental estaba en la distancia. Esto es, en la capacidad de ese segmento de espacio para absorber de forma ilimitada un potencial impacto.

Un ejemplo muy claro de esta concepción se encuentra aún hoy en día en normas como el Reglamento de actividades molestas, insalubres, nocivas y peligrosas (RAMINP)³ de 1961, todavía vigente en la legislación ambiental española. Un decreto que exige, para la obtención de las licencias municipales de determinadas actividades, o actividades clasificadas, un estudio de las características de la actividad y de su posible repercusión sobre la sanidad ambiental, así como las medidas correctoras que se proponen, con expresión de su grado de eficacia y garantía de seguridad. Hay que destacar que una de las bases conceptuales más importantes del RAMINP está en el establecimiento de distancias entre la ubicación de las actividades que pueden representar algún riesgo para la salud de la población y los núcleos de población⁴.

Con esto, lejos en absoluto de criticar una postura que debe entenderse en el contexto social, científico y económico de hasta algo más de la mitad del siglo XX, queremos poner de manifiesto una posición previa, un punto de partida aproximado

² Este modelo conceptual es planteado ya por Boulding (1966) en su esquema del proceso de desarrollo económico en su contexto ambiental, quien además anticipa el planteamiento del dilema entre una “economía sin límites” y una “economía de nave espacial”.

³ Decreto 2414/1961, de 30 de noviembre, por el que se aprueba el Reglamento de Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas (RAMINP), aún actualmente en vigor.

⁴ Esta visión de “protección mediante distancias” está hoy en día radicalmente superada al aplicarse principios de gestión ambiental como: reducción de residuos en volumen y peligrosidad; cambio tecnológico y mejores tecnologías disponibles; tratamiento corrector en la fuente emisora de contaminantes; y plantamiento de autorizaciones integradas. Elementos que son incorporados habitualmente en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental y de autorización ambiental integrada.

desde el que asistimos al gran cambio cultural en relación con el medio ambiente que se produce, de forma más intensa, en las últimas tres décadas del siglo XX. Algunos fenómenos bien conocidos como el espectacular incremento de la población, el crecimiento de los núcleos urbanos y periurbanos, la explosión en producción de bienes, el empleo de miles de nuevas sustancias químicas de síntesis, el enorme crecimiento de la demanda de recursos naturales renovables y no renovables, las crisis energéticas, y los avances científicos y tecnológicos, nos sitúan a partir de finales de los años sesenta del siglo XX ante una nueva realidad que hasta entonces no había sido necesario recalcar: la extraordinaria e íntima interrelación entre el entorno de las personas, el entorno en donde se vive y se trabaja, y el medio ambiente. No ya como algo externo sino como algo interno sobre lo que se asienta la sociedad y por tanto la percepción humana. El medio ambiente se presenta no solamente como proveedor de recursos naturales y espacio de eliminación, sino como un continuo de contacto con el ser humano. Un continuo en el que pueden vislumbrarse riesgos directos para la salud humana, para los ecosistemas, y para los bienes y productos.

En este punto conviene en gran medida hacer una pequeña parada para definir el concepto de ‘medio ambiente’. Este concepto puede que conforme, junto con el de ‘desarrollo sostenible’, la pareja de pares de palabras más amplia, ambigua, indeterminada y, probablemente, más usada en la literatura científica y en gran parte de los instrumentos de gestión pública. En este caso la pareja de sustantivos trabaja como un portador conceptual enormemente singular. Entre varias posibilidades, hemos optado por reproducir algunas de las definiciones que, dentro de su variabilidad, entendemos que son más afines al manejo del concepto en el escenario de investigación que hemos seleccionado, y que están basadas en tres propuestas comúnmente aceptadas: el medio ambiente tiene carácter integral, antropocéntrico y relativo. Arce (2002) selecciona entre las definiciones posibles la definición del término medio ambiente propuesta en 1984 por la Comisión Europea: “La combinación de elementos cuyas complejas interrelaciones constituyen el marco, el entorno y las condiciones de vida del individuo y la sociedad, tal como son o tal como se perciben”⁵. Siguiendo a la autora “esta definición, claramente antropocéntrica, se formula a efectos de la política ambiental de la CEE y no pretende tener validez universal. En cualquier

⁵ CEE (1984) Política ambiental de la CEE. Serie Documentación Europea, num. 1, 1984 (referido en Arce Ruiz, 2002)

caso, recuerda la definición de un sistema, engloba tanto los aspectos naturales como los sociales, y ofrece una idea aproximada de lo que se entiende por medio ambiente en el ámbito institucional” (Arce, 2002). Desde una perspectiva más jurídica, para Moreno (1991) el medio ambiente sería el conjunto equilibrado de componentes naturales que conforman una determinada zona en un determinado momento, que representa el sustrato físico de la actividad de todo ser vivo, y es susceptible de modificación por la acción humana. Y dentro precisamente del campo jurídico encontramos una de las aportaciones más interesantes que observamos en este campo conceptual, por su precisión, como es la formulada en sentencia del Tribunal Constitucional: “Como síntesis, el medio ambiente consiste en el conjunto de circunstancias físicas, culturales, económicas y sociales que rodean a las personas ofreciéndoles un conjunto de posibilidades para hacer su vida (...) es, en pocas palabras, el entorno vital del hombre en un régimen de armonía, que aúna lo útil y lo grato. En una descomposición factorial analítica comprende una serie de elementos o agentes geológicos, climáticos, químicos, biológicos y sociales que rodean a los seres vivos y actúan sobre ellos para bien o para mal, condicionando su existencia, su identidad, su desarrollo y más de una vez su extinción, desaparición o consunción. El ambiente, por otra parte, es un concepto esencialmente antropocéntrico y relativo. No hay ni puede haber una idea abstracta, intemporal y utópica del medio, fuera del tiempo y del espacio. Es siempre una concepción concreta, perteneciente al hoy y operante aquí”⁶. Este conjunto de definiciones, que se encuentran dentro de lo que podríamos denominar como la ortodoxia conceptual del medio ambiente, pueden ser reinterpretadas de una forma – entendemos que enriquecedora- a partir de la definición de Caldwell, uno de los padres de la NEPA -tal vez la legislación más importante en materia de política ambiental- quien afirma que: “hay una tendencia general a identificar medio ambiente con cosas (incluyendo fuerzas), mientras que realmente el término significa relaciones” (Caldwell, 1993).

Sin embargo, a pesar de todos los avances tecnocientíficos, nunca ha sido fácil establecer la relación entre las sustancias o procesos que pueden derivar en fenómenos de contaminación o impacto ambiental. Por ejemplo, algunos productos que fueron descubiertos y puestos en valor como agroquímicos se han revelado, posteriormente,

⁶ Sentencia nº 102/1995, de 26/06/1995 del Tribunal Constitucional sobre conflictos de competencia de la ley 4/89 de “Espacios y Especies”.

como potencialmente dañinos para el ser humano y para los ecosistemas. Esta es una de tantas lecciones que hemos ido aprendiendo con los años.

A lo largo de las siguientes páginas pretendemos aportar una visión, no continua sino discreta, de algunos hitos que consideramos relevantes para repasar la cronología del contexto histórico del fenómeno que estudiamos y analizamos. Hemos entresacado algunas referencias –unas más conocidas y otras menos– que permiten seleccionar el haz de vectores de cambio que se produce en las últimas cuatro décadas del siglo XX y en los primeros años del siglo XXI. La secuencia, tal y como veremos, puede resumirse de la siguiente forma: el medio ambiente en la década de los sesenta, en donde se desplaza desde una posición exterior hacia el centro del debate; hasta los años ochenta, en donde la escasez de recursos y los problemas de degradación ambiental impactan la sociedad, especialmente en los países más desarrollados; finales de siglo, en donde el medio ambiente se incorpora a la agenda política internacional, incluyendo sus relaciones con el crecimiento económico y el desarrollo, tanto en los países en desarrollo como en los más desarrollados; y finalmente, una visión estratégica sobre todo este fenómeno a través de la nueva denominación cronológica del Antropoceno, entendido como un nuevo período geológico.

Medio ambiente en la década de los sesenta: de la periferia al centro

La década de los sesenta es testigo de un cambio histórico en la relación entre los seres humanos y la naturaleza. Rachel Louise Carson, con su popular libro “Primavera silenciosa”, escrito en 1962, es para muchos un referente clave para el inicio de este cambio cultural. Cuando se descubrió el DDT fue sometido, como era habitual, a las pruebas de toxicidad. Se encontró que no presentaba riesgos significativos para el ser humano o para los animales en las dosis en que podía ser asimilado. Se pensó entonces, como había pasado y volvería a pasar en otras ocasiones, que se había encontrado un remedio potente y barato contra los ataques de plagas agrícolas y de parásitos que transmitían enfermedades graves como la malaria o el tifus. Durante décadas habría de ser empleado para combatir la reducción de cosechas, desinsectar superficies muy importantes de lagunas y zonas bajas húmedas, pesando siempre las pruebas científicas que determinaban su baja toxicidad para el ser humano. Nadie imaginaba que este compuesto, debido a su persistencia en el ambiente y a su capacidad de incorporación y

bioacumulación en las cadenas tróficas, iba a alcanzar concentraciones peligrosas en los niveles superiores de estas cadenas y en el ser humano. En este contexto, el trabajo de Carson puso en la agenda del debate social estas cuestiones. La autora demostró con precisión científica y con sensibilidad literaria la repercusión y el daño ambiental que estaban causando muy diversos compuestos químicos, y en particular el pesticida DDT. El DDT se convierte así en uno de los ejemplos paradigmáticos de los efectos ambientales indirectos y acumulativos. Finalmente, su comercialización y uso han sido prohibidos gradualmente hasta alcanzar la mayor parte de los estados.

En los años sesenta, pero también antes, ya hay una corriente de autores en las disciplinas económicas que insiste en que los recursos y el espacio del mundo, frente a visiones anteriores del mundo como gran espacio, son limitados, realmente muy limitados. Esos autores, como Kenneth E. Boulding, insisten en demostrar que no podemos entender la producción como algo separado de los recursos naturales y de los residuos que hemos producido, sino que todo está interconectado y todo comparte un espacio físico limitado. Boulding propone así su gráfica expresión del planeta tierra como una nave espacial, y contrapone el modelo económico de nave espacial al más clásico modelo económico de consumo descontrolado. En este sentido, el autor expone en 1966 la ya clásica y gráfica expresión de que la tierra es como una nave espacial, un concepto que permite visualizar la finitud, los límites físicos de la actividad humana. Esta afortunada expresión, que aún sigue reproduciéndose en los estudios y manuales de economía y de ecología sintetiza la propuesta de que, dado que los recursos son limitados, debemos emplearlos de un modo racional y moderado para asegurar la supervivencia de la población. De esta manera, el debate económico y ecológico sobre el crecimiento viene a quedar más centrado al plantearse de forma indiscutible el carácter finito de nuestro medio ambiente.

En 1968 Garret Hardin publicó en la reputada revista *Science*, el artículo "*The Tragedy of the Commons*", la tragedia de los bienes colectivos⁷. Un artículo cuyo objetivo fundamental es demostrar los peligros de la superpoblación humana y, en consecuencia, la imperiosa necesidad de control de la natalidad. El entonces profesor de biología en la Universidad de California en Santa Bárbara utiliza una serie de

⁷ Se traduce e interpreta el significado de *commons*, como bienes o espacios colectivos, que puede extenderse hasta el concepto de bienes públicos, asimilable al término más formal bienes de dominio público o dominio público; aunque también puede darse la interpretación de bienes o espacios que no pertenecen a un privado, esto es bienes de carácter no privativo, sin entrar en consideración sobre si son bienes libres, bienes colectivos o bienes públicos.

argumentos que reflejan su preocupación por la explotación de recursos naturales debido a la alta densidad de población, a la que culpa de los problemas contemporáneos y futuros: “la libertad de procreación nos traerá la ruina a todos”. Pero, a pesar de estas radicales advertencias, el artículo de Hardin es admirable desde el punto de vista de su estructura y calidad argumental. Hace uso de elementos y conceptos ecológicos y económicos, anticipando un discurso sobre los riesgos de la insostenibilidad. Utiliza, entre otros, una aproximación energética a los componentes de los ecosistemas, el concepto de capacidad de carga, explicita problemas como las externalidades negativas por contaminación de aguas, y hasta plantea problemas normativos prácticos: ¿cómo legislar la moderación?, se pregunta Hardin. El autor desconfía de que los avances tecnológicos para producir más alimentos, como la acuicultura o nuevas variedades de cultivos, puedan resolver el problema de la población; un problema cuya solución, afirma, no puede resolverse por la vía de la técnica. Sin duda, y aún pudiendo estar de acuerdo o no con la intensidad de su preocupación por la superpoblación y los extremos que alcanza en la defensa de su tesis, podemos considerar a Hardin como un precursor en la preocupación del desarrollo sostenible. Si bien esta preocupación no se plantea en positivo sino en negativo, ya que el esfuerzo que realiza el autor va destinado a demostrar la insostenibilidad de las tasas de crecimiento de la población⁸ respecto a la limitada disponibilidad de recursos naturales y bienes comunes. Así Hardin (1968) “la tragedia de los espacios públicos como fuente de alimentos se anula con la propiedad privada o algún sistema parecido. Pero el aire y el agua que nos rodean no pueden cercarse fácilmente, por lo que la tragedia de los espacios públicos convertidos en una cloaca debe prevenirse por distintos medios, con leyes coercitivas o con impuestos que hagan que al contaminador le resulte más barato depurar sus contaminantes que emitirlos sin ningún tratamiento”. Este artículo es un referente en cuanto sintetiza la visión y preocupación de finales de los años sesenta por un problema considerado entonces⁹ fuera de control: el incremento de la población mundial, especialmente en los países menos desarrollados y en la forma de aglomeraciones urbanas. En cualquier caso, y como quiera destacarse, la tragedia de los comunes de Hardin probablemente no ha

⁸ Las revisiones y referencias al famoso artículo de Hardin frecuentemente han pasado por alto el hecho de que Hardin se estaba centrando realmente en el problema del crecimiento de la población (von Braunmühl & von Winterfeld, 2005).

⁹ Merece la pena destacar que en la actual agenda del desarrollo sostenible, a pesar de su importancia crítica en relación con el concepto, la cantidad de población no es un tema dominante en relación con su importancia objetiva.

tenido el efecto que el autor deseaba, pero sí ha pasado a convertirse en un referente de la literatura científica económica a través de una interpretación sintética: la tragedia de los bienes colectivos es prueba de que el libre acceso a los bienes causa necesariamente su sobreexplotación. Yendo más allá, una de las interpretaciones de la “tragedia de los comunes” se ha utilizado habitualmente para justificar la necesidad de la intervención pública en la gestión de los recursos naturales.

Este trabajo refleja la singular preocupación existente a finales de la década de los sesenta por la evolución de las tasas de crecimiento de la población¹⁰, y permite visualizar cómo esta preocupación estaba vinculada a un escenario teórico de insostenibilidad. Podemos así afirmar, que la génesis temprana de los movimientos por el desarrollo sostenible se encuentra, como hemos observado, en las preocupaciones por escenarios considerados insostenibles como el que nos presenta Hardin. Así, como hemos visto, los finales de los años sesenta ponen sobre la mesa dos problemas preocupantes para la sociedad científica y para los agentes interesados por el crecimiento y desarrollo económico: el carácter finito y limitado de los recursos naturales, del espacio para el depósito de residuos y del propio espacio para la actividad humana; y por otra parte los problemas y preocupaciones crecientes por la sobrepoblación humana. La agenda política en esos años reproduciría la intensa preocupación de los gestores políticos por un ritmo cada vez más intenso y generalizado de consumo, a unas tasas que no tenían precedentes. En estos años convivían en occidente, y hasta cierto punto aún también lo hacen, dos importantes escuelas con opiniones divergentes sobre las causas de la degradación del medio ambiente: una de ellas justifica este problema principalmente por la búsqueda permanente del crecimiento económico, mientras que la otra escuela responsabiliza al crecimiento demográfico de la de la degradación ambiental. En cualquier caso, en estos años la postura respecto al problema del desarrollo queda reflejado en Stanley Foundation (1971) resaltando que una contaminación que no se combate y una población que no se estabiliza constituyen verdaderas amenazas a nuestro modo de vida y a la vida misma.

Ya en 1968, y en este contexto de preocupación por una actividad humana que empezaba a poner claramente de manifiesto sus efectos sobre la sociedad y el medio

¹⁰ Las tasas de crecimiento de la población más altas de la historia humana se han dado a principio de los años sesenta, cuando se encontraban en el 2,2% al año. Las tasas actuales de crecimiento se encuentran en el 1,2% al año (Kates & Parris, 2003)

ambiente, se reúnen en Roma 35 personalidades, entre los que se encuentran políticos, académicos e investigadores científicos de 30 países diferentes. Este grupo de personalidades va a promover la creación de una organización no gubernamental con el objetivo de investigar e interesar a los ciudadanos, a la administración y a los grupos más influyentes de los países más importantes por los problemas comunes que empiezan a advertirse en el escenario internacional: deterioro del medio ambiente físico, crisis de las instituciones, burocratización, enajenación de la juventud, violencia, educación inadecuada, brecha creciente entre países pobres e industrializados, crecimiento urbano incontrolado, inseguridad en el empleo, satisfacción decreciente obtenida en el trabajo, impugnación de los valores de la sociedad, indiferencia ante la ley y el orden, e inflación y disrupción monetaria.

En 1970, el Club de Roma¹¹ se formaliza como asociación de acuerdo con la legislación suiza. Bajo la presidencia de Aurelio Peccei, el Club de Roma encarga un importante trabajo que se realizará desde el *System Dynamics Laboratory* del prestigioso *Massachusetts Institute of Technology (MIT)*. Este trabajo, dirigido por Dennis L. Meadows, se basa en la teoría de la dinámica de los sistemas de Jay W. Forrester¹², y tiene como objetivo disponer de un modelo matemático e informático del sistema socioeconómico y ambiental mundial; un modelo que permita obtener escenarios de futuro a partir de las previsiones de la dinámica socioeconómica y ambiental global.

A finales de los años sesenta los Estados Unidos estaban interesados porque el liderazgo mundial que ya ostentaba el país en los campos científico y tecnológico se extendieran a otros aspectos de la sociedad: bienestar social, ecología, compromiso con la paz, cultura y arte. Cuando Richard Nixon se presenta en 1968 como candidato a la presidencia de los Estados Unidos, lo hace con un talante liberal y con el compromiso de avanzar en los aspectos citados¹³ para situar al país en la vanguardia internacional.

¹¹ Al momento de la celebración del 30 aniversario del Club de Roma, éste cuenta con cerca de 100 miembros procedentes de 52 países, ha publicado y difundido 21 informes sobre numerosos temas de la problemática actual y mantiene una influyente posición en el ámbito político y académico internacional. Para más información véase página web del Club de Roma: www.clubofrome.org

¹² Forrester plantea que para conocer y comprender las estructuras socioeconómicas y ambientales debe realizarse una aproximación sistémica y dinámica. La dinámica del sistema permite, al menos conceptualmente, establecer modelos lógico-matemáticos de comportamiento de variables seleccionadas, unos modelos que pueden alcanzar una enorme complejidad desde el momento en que se cuenta con la posibilidad de tratarlos mediante computadoras. Después de varios trabajos preparatorios sobre dinámicas industrial (Forrester, 1961) y urbana (Forrester, 1969) publica el modelo World-2 en su obra *Dinámica mundial* (1971). El modelo World-2 trataba de definir y prever la realidad mundial basándose en un sistema de 45 ecuaciones básicas relacionando seis variables fundamentales: población, inversión de capital, espacio geográfico, recursos naturales, contaminación y producción de alimentos.

¹³ La apuesta por el cambio en estos momentos abarcaba muy diversos campos. En su campaña, Nixon no solamente promete acabar con la guerra del Vietnam y fomentar una sociedad pacífica, sino que incluso en materia como el arte “se comprometía a estimular la vanguardia y a desarrollar los talentos artísticos individuales para igualar las artes con el liderazgo

En este contexto, el Congreso de los Estados Unidos elabora la *National Environmental Policy Act (NEPA)*, que firma el presidente Nixon el 1 de enero de 1970. Verdaderamente, la ley NEPA responde en ese momento a la postura avanzada e incluso vanguardista que había sido propuesta en los programas políticos. Hasta tal punto que hoy en día esta ley continúa siendo un referente internacional en materia de políticas ambientales preventivas.

Pero, sin duda, también la NEPA es la respuesta a una creciente inquietud, no solamente de los grupos ecologistas, sino también de los científicos¹⁴ y de la ciudadanía en general, que observaban cómo numerosos e importantes proyectos con notables repercusiones ambientales pasaban fácilmente el filtro del análisis coste-beneficio, un procedimiento que era obligatorio superar previamente a la aprobación de los proyectos federales con financiación pública. NEPA es una ley que tiene en cuenta los aspectos ambientales de una forma integrada, que considera conceptos ambientales como los sistemas ecológicos y las interrelaciones, y donde una de cuyas novedades fundamentales es que estructura el procedimiento de evaluación de impacto ambiental. Un procedimiento que se plantea en origen a través de un sencillo mandato: “cuando una agencia federal se proponga llevar a cabo una acción importante, que tenga un efecto significativo sobre la calidad del medio ambiente humano, debe preparar una estimación detallada de los efectos ambientales y ponerla a disposición del Presidente, del Congreso y de los ciudadanos americanos”¹⁵.

Pero la aparición de una normativa no sólo responde a un deseo político, sino que también es el resultado de un contexto de carácter científico. En este sentido debe resaltarse, como señalará Dorney (1977), que hubiera sido difícil imaginar la aparición de las normativas de evaluación ambiental si en el mundo intelectual de los años sesenta no hubiera estado presente la idea de que el ambiente es un conjunto ordenado de interrelaciones. Efectivamente, la construcción conceptual científica del mundo en

mundial que EEUU ostentaba en el campo científico y tecnológico”. Que Nixon prometiera fomentar las artes tal y como ya lo estaban las ciencias era un dato muy significativo en su campaña. En esos momentos EEUU asombraba al mundo con la NASA y su apoteósica conquista del espacio que logró realizar un viejo sueño humano: viajar a la Luna, conquistar los territorios espaciales del vacío y la antigravedad, y buscar nuevos mundos estelares que hipotéticamente podrían estar hasta poblados. Esta idea de “conquistar espacios”, de usar un territorio nuevo, subyace en algunas de las obras del land art americano realizadas en tierras desérticas –tan parecidas a los paisajes lunáticos, y apenas habitadas, donde el mínimo objeto, la mínima alteración, cobra una relevancia expresiva inesperada” (Raqucjo, 1998).

¹⁴ Por ejemplo Odum (1969), en su trabajo de estrategia de desarrollo de los ecosistemas, expone una queja de este tipo relativa a estos problemas en Estados Unidos: “la construcción de grandes presas es un pozo sin fondo que se abastece de la recaudación de impuestos. Si bien uno por uno todos estamos dispuestos a admitir que ya hay demasiadas presas o cualquier otra intervención de gran escala en el territorio, los gobiernos están tan fragmentados y faltos de sistemas de análisis, que no existe ningún mecanismo efectivo que registre las señales negativas antes de que se produzca una catástrofe”.

que vivimos constituye uno de los recursos más importantes no sólo a los efectos normativos sino también a los efectos de gestión. Pero además, la dinámica conceptual científica puede permear y enriquecer entre disciplinas aparentemente apartadas. En esta línea, y en 1969, precisamente en el corte temporal que nos ocupa, podemos destacar el trabajo, desde la perspectiva de la ecología humana, de Eugene P. Odum. El científico propone revisar el marco de la teoría sucesional ecológica como base que permita aportar soluciones a la crisis ambiental. Los principios de la sucesión ecológica, afirma, pueden aplicarse en la relación entre el ser humano y la naturaleza. El proceso de sucesión ecológica es una realidad contrastada, de acuerdo con la que se define los componentes y etapas de desarrollo secuencial de un ecosistema. Etapas que, en general, van desde un estadio joven o en desarrollo, hasta un estadio maduro. El trabajo de Odum permite resaltar la diferencia que existe, o conflicto básico –según el autor- existente entre la estrategia humana y la estrategia de la naturaleza: así, el objetivo de la agricultura y de las explotaciones forestales intensivas es lograr las tasas de producción más altas posibles, sin dejar nada en el paisaje una vez recogidas; por el contrario, la estrategia de la naturaleza se dirige a la eficiencia inversa, en donde la relación entre la biomasa permanente y la producción es alta¹⁶. De esta manera, la estrategia de máxima protección de la naturaleza, orientada a mantener el mayor número posible de estructuras vivas complejas, entra a menudo en conflicto con el objetivo humano de máxima producción. Un conflicto que puede resolverse si reconocemos que tiene una clara base ecológica. Lo que sería, de acuerdo con Odum, el primer paso para establecer políticas sensatas de usos del suelo. Como expone el autor “a lo largo de la existencia de la humanidad, lo habitual ha sido preocuparse por obtener la máxima producción del territorio, desarrollando y manteniendo los ecosistemas en sus fases iniciales, generalmente en forma de monocultivos. (...) hasta hace poco la humanidad no se ha preocupado por el intercambio de gases, la disponibilidad de agua limpia, los ciclos de nutrientes o cualquier otra función de mantenimiento o protectora de los ecosistemas, principalmente porque ni nuestra capacidad de manipular el entorno, ni nuestro número ha sido lo suficientemente

¹⁵ Párrafo 102 (2)c de *National Environmental Policy Act (NEPA)*, según traducción en Garmendia *et al.*, 2005

¹⁶ Las relaciones características de cada estrategia se formulan de acuerdo con las siguientes expresiones (donde P es la producción de biomasa por período considerado y B es el total de la biomasa permanente): estrategia humana de explotación intensiva, caracterizada por alta eficiencia P/B ; y estrategia de la naturaleza en ecosistemas maduros, caracterizada por alta eficiencia B/P .

grande como para afectar a los equilibrios regionales y globales” (Odum, 1969). Junto a estas importantes afirmaciones, tal vez ya bien conocidas en ese momento, Odum presenta en su trabajo lo que él mismo denomina mini-modelo¹⁷. Una propuesta muy sencilla de clasificación de los términos de ecosistema joven y maduro, sobre la base de seis funciones que representan los tipos extremos, como se representa en la tabla 1.1 adjunta.

Ecosistema joven	Ecosistema maduro
Producción	Protección
Crecimiento	Estabilidad
Cantidad	Calidad

Tabla 1.1. Comparación entre las características de los ecosistemas jóvenes y maduros (Odum, 1969)

Este sencillo modelo tabular representa, para cada extremo tipo del ecosistema, los dos atributos también extremos. Los ecosistemas pueden estar en un proceso de cambio de forma que cada uno de los tres atributos esté en un término, en el otro, o en un término intermedio. Cuando Odum propone este modelo para que se use en planificación territorial, está planteando también una orientación teórica para la planificación territorial, ya que abre la posibilidad de que la estrategia humana de actividad sobre los ecosistemas tenga presente también principios ecológicos como la estabilidad fluctuante, e incluso utilice herramientas como el modelo de compartimentación, de los que pueden derivar técnicas de evaluación ambiental¹⁸.

Hasta mediados de los años ochenta: enfrentando los límites al crecimiento

En 1972, y como resultado de los trabajos encargados por el Club de Roma a Dennis L. Meadows, se publica en Estados Unidos el primero de los informes del Club: “Los límites al crecimiento”. Un informe que despertará preocupación y polémicas, poniendo en un inesperado primer plano la labor encarada por el Club de Roma. Para

¹⁷ Es un modelo establecido para visualizar la importancia de la teoría del desarrollo de los ecosistemas en la planificación territorial. El modelo original propuesto por Odum “modelo tabular de la sucesión ecológica: tendencias que aparecen en el desarrollo de ecosistemas” considera hasta 24 atributos del sistema tanto para el estadio joven como para el maduro (Odum, 1969).

¹⁸ El modelo de compartimentación, mediante el que se divide el medio o entorno humano en: entorno protector (ecosistema maduro), entorno productivo (ecosistema en crecimiento), entorno intermedio (multiusos), y entorno urbano-industrial (sistemas artificiales) permiten interpretar flujos de energía y materia entre ellos, y por tanto permite determinar los efectos de las actividades humanas y la distribución de los contaminantes, la productividad u otras presiones sobre los ecosistemas.

este informe, el equipo de Meadows, siguiendo la metodología de la teoría de la dinámica de los sistemas de Forrester, prepara un nuevo modelo lógico-matemático, el World-3. Este modelo representa el sistema socioeconómico y ambiental mundial mediante 77 ecuaciones básicas que relacionan cinco variables fundamentales: población, producción agrícola, recursos naturales, producción industrial y contaminación. El resultado de los análisis de comportamiento de las variables consideradas en el modelo World-3 demostraba que con la tendencia que seguían esas variables el mundo llegaría en menos de un siglo al colapso del sistema, provocado principalmente por el agotamiento de los recursos naturales. Una proposición que es el centro del informe y justifica la propia denominación del informe 'Los límites al crecimiento'.

Junto a este informe, se cuenta con un documento más político, más enfocado a la gestión, como es la Carta Mansholt. Este documento, también de 1972, contiene el primer comentario autorizado del informe del Club de Roma, y se convierte en la versión o complemento, desde una perspectiva más política o transformadora de la realidad, de las necesidades planteadas por el informe científico de Meadows. Además de las propuestas de Meadows, Mansholt incluye dimensiones operativas más sociopolíticas: igualdad de oportunidades, sentido humano del trabajo, democratización de la sociedad, y relaciones entre los países más y menos desarrollados económicamente. Mansholt va más allá aún, proponiendo medidas muy concretas, como la reforma aduanera a favor de los productos no contaminantes y reciclables, e incluso un parlamento supranacional –como mínimo a escala europea- con poderes. En esta carta, cuya edición Sicco Leendert Mansholt envía el 9 de febrero de 1972 al presidente de la Comunidad Económica Europea, Franco María Malfatti, se insiste muy especialmente en la necesidad de sustituir la referencia habitual al producto nacional bruto, como principal indicador del crecimiento, por lo que denomina "bienestar nacional bruto", siguiendo ideas que ya habían sido expuestas por economistas como Paul A. Samuelson y Jan Tinbergen.

Sin embargo, el primer informe del Club de Roma, como muchos otros influyentes documentos, no estuvo exento de numerosas críticas. Entre éstas pueden destacarse las expuestas por el equipo interdisciplinario de la Universidad de Sussex, formado por relevantes investigadores como Cole, Freeman, Jahora y Pavitt. Este equipo critica la

validez de los resultados obtenidos a partir del modelo World-3 debido al criterio de selección de las variables escogidas. Los mismos autores llegan a plantear que en el informe elaborado por el MIT adivinaban una intencionalidad política, que convertía dicho estudio en un instrumento al servicio de los poderes políticos, preocupados en ese tiempo por la progresiva congestión de las infraestructuras debido a la generalización y masificación del consumo. El propio Mansholt, en su carta, reconoce que el modelo y sus resultados no se adapta bien a las disparidades regionales existentes en el mundo¹⁹.

El año 1972 es muy importante en la construcción de la nueva agenda de las políticas ambientales internacionales. No sólo porque se publica el influyente primer informe del Club de Roma, sino también porque se celebra la conferencia de Estocolmo, una conferencia muy importante por cuanto las relaciones internacionales, en el escenario de la Guerra Fría, eran enormemente tensas, y el distanciamiento entre los tres bloques se hacía cada vez mayor. Sus posturas respecto al medio humano o medio ambiente, estaban bien definidas: el bloque occidental, una vez reconocida la existencia de problemas ambientales, comenzaba a trabajar para resolverlos, mientras se debatía sobre si el origen del problema se debía más al crecimiento económico o al crecimiento demográfico; el bloque comunista anteponía radicalmente el desarrollo industrial a cualquier otra consideración, a pesar de las potentes señales de destrucción ambiental que iban apareciendo; en último lugar, los países en desarrollo consideraban las preocupaciones ambientales como lujos occidentales. Indira Gandhi, como primera ministra de India declaró que “el medio ambiente no puede mejorarse en condiciones de pobreza —cómo podemos hablarles a los que viven en aldeas y suburbios de mantener limpios los océanos, los ríos y el aire, cuando su propia vida está contaminada en la fuente” (Strong, 1999). Gandhi vino a desempeñar un papel clave al orientar la agenda de la conferencia hacia las preocupaciones de los países en desarrollo²⁰.

Cuatro años antes, en 1968, partiendo de las declaraciones de científicos suecos que atribuyeron a la contaminación atmosférica de largo alcance la muerte de miles de

¹⁹ En 1974, Mesarovic & Pestel editan el segundo informe al Club de Roma. Un informe relativamente poco conocido: “La humanidad en la encrucijada”, un nuevo informe que, a partir de un modelo informático multinivel intenta analizar de forma más específica las diferencias zonales, dividiendo el mundo en diez regiones de acuerdo a criterios políticos, económicos y culturales. Un trabajo cuyo rigor científico no pareció ser el suficiente para las exigencias que el tema demandaba.

²⁰ También en este contexto, el líder de la delegación china en esta conferencia declaró “sostenemos que de todo lo que existe en el mundo, lo más valioso es su gente” (Clarke & Timberlake, 1982).

peces y otros organismos en los lagos de su país, Suecia sugiere la celebración de una conferencia internacional sobre medio ambiente. Contra todo pronóstico, esta reunión se concreta en 1972 en Estocolmo como Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano, dando incluso lugar –a pesar de las difíciles relaciones internacionales existentes- a lo que se llegó a conocer como el “espíritu de compromiso de Estocolmo”, por medio del cual los representantes de los países desarrollados y en desarrollo encontraron la forma de acoplar sus puntos de vista extraordinariamente divergentes. Mostafa K. Tolba, Jefe de la delegación egipcia en la Conferencia de Estocolmo, y quien sería a partir de 1975 el director ejecutivo del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), señala: “una de las principales responsabilidades de esta conferencia es emitir una declaración internacional sobre el medio humano, un documento sin imperativos jurídicamente vinculantes, aunque, esperamos, con autoridad moral, que inspire en los corazones de los hombres el deseo de vivir en armonía entre ellos y con el medio ambiente”. Esta fundamental conferencia que se celebra en Suecia en 1972 concluye con los Principios de la Declaración de Estocolmo, veintiséis principios que se reflejan en la tabla 1.2 adjunta:

	Principios
1	Deben afirmarse los derechos humanos y condenar el apartheid y la opresión colonial
2	Los recursos naturales deben ser preservados
3	Debe mantenerse la capacidad de la tierra para producir recursos vitales renovables
4	Deben protegerse la fauna y la flora silvestres
5	Los recursos no renovables deben ser compartidos y debe evitarse el peligro de su agotamiento
6	La contaminación no debe exceder la capacidad propia del medio ambiente para neutralizarla
7	Debe prevenirse la contaminación dañina del océano
8	El desarrollo es indispensable para mejorar las condiciones del medio ambiente
9	Los países en desarrollo requieren asistencia
10	Los países en desarrollo necesitan precios razonables para sus exportaciones, como elemento esencial para la ordenación del medio ambiente
11	Las políticas ambientales no deben afectar al proceso de desarrollo
12	Los países en desarrollo necesitan dinero para implementar medidas de cuidado del medio ambiente
13	Es necesaria una planificación integrada del desarrollo
14	Una planificación racional debe resolver los conflictos entre el desarrollo y el medio ambiente
15	Debe aplicarse la planificación a los asentamientos humanos con miras a eliminar los problemas ambientales
16	Los gobiernos deben establecer sus propias políticas demográficas

	Principios
17	Las instituciones nacionales competentes deben planificar la utilización de los recursos ambientales naturales de los Estados
18	La ciencia y la tecnología deben utilizarse para mejorar el medio ambiente
19	Es esencial ofrecer educación en cuestiones ambientales
20	Debe fomentarse la investigación referente a los problemas ambientales, en especial en los países en desarrollo
21	Los Estados pueden explotar sus propios recursos como deseen, sin poner en riesgo los de otros
22	Si se ponen en riesgo los recursos de otra nación, debe pagarse una compensación
23	Cada nación debe establecer sus propias normas
24	Los Estados deben cooperar en cuestiones internacionales
25	Los organismos internacionales deben contribuir a proteger el medio ambiente
26	Deben eliminarse las armas de destrucción masiva

Tabla 1.2. Principios de la Declaración de Estocolmo en 1972
(UNCHE, 1972; Clarke & Timberlake, 1982)

El duro invierno de 1973 en Europa supone una vuelta de tuerca sobre el proceso de reflexión acerca del concepto de desarrollo y sobre el propio modelo de desarrollo de las sociedades de los países más desarrollados. El mercado internacional de petróleo recibe el impacto de una subida de los precios con una intensidad hasta entonces desconocida. La escalada en los precios del petróleo se traduce de forma prácticamente inmediata a los precios de sus derivados: gasolinas, gasóleos, etc. Esto produce un efecto económico en cadena. Los países responden a la crisis con soluciones de emergencia, llegando incluso a modular la presencia de vehículos en las calles: con soluciones como la circulación alterna de vehículos de acuerdo con las matrículas en días pares o impares, u otras soluciones imaginativas. Una de las características más destacables de la crisis es su carácter repentino, puesto que no ha habido prácticamente indicadores precedentes. Sin duda, uno de los efectos más potentes de esta crisis es – además del efecto económico directo e indirecto- de carácter psicológico: muestra la vulnerabilidad del sistema económico basado de forma determinante en la producción de energía a partir de combustibles fósiles, y la extraordinaria interdependencia de las economías nacionales. Probablemente el año 1973 signifique un punto sin retorno en lo que era, hasta el momento, una razonable creencia de que los recursos naturales eran prácticamente ilimitados. Sin embargo hay que destacar que el fenómeno de la crisis no está relacionado con un nuevo dato o problema tecnológico: no hubo nada ni antes ni después de lo que pudiera desprenderse información relevante sobre la disminución de

las reservas petrolíferas o sobre el incremento desaforado en el consumo. En cualquier caso, la crisis energética de 1973 incide poderosamente en la nueva etapa abierta de la conciencia colectiva e individual sobre la dependencia de los recursos naturales no renovables, y la necesidad de encontrar caminos alternativos que aseguren un crecimiento sostenido.

Entre los años setenta y ochenta del siglo XX se producen diversos accidentes y casos graves de contaminación ambiental que adquieren en ocasiones características de catástrofes²¹. Poco antes, en 1968, habían cesado los vertidos de compuestos químicos que estaban deteriorando gravemente la calidad de la bahía de Minamata y produciendo una nueva enfermedad causada por compuestos de mercurio conocida como “enfermedad de Minamata”. El final del vertido fue el final de un proceso complejo de contaminación de una bahía japonesa que se prolonga entre 1932 y 1968. En 1974 ya se habían reconocido oficialmente 798 víctimas de este envenenamiento progresivo, que había llegado a los seres humanos mediante bioacumulación desde la cadena trófica. El caso de Minamata permite reconocer los impactos indirectos y diferidos en el tiempo que han podido causar diferentes actividades industriales sobre la salud de la población a través del medio ambiente²².

Dentro de este breve recorrido por algunos de los casos más conocidos de graves problemas ambientales, encontramos Seveso. El 11 de julio de 1976 se produce una explosión en la planta química de ICMESA, una fábrica de herbicidas situada en la pequeña población italiana de Seveso. A partir de la explosión se formaría –por combinación de los productos químicos emitidos– una nube de gas formada por una dioxina fuertemente tóxica: el tetraclorodibenzodioxina (TCDD), también conocido como “agente naranja”. Toda la población hubo de ser desalojada, y miles de cabezas de ganado sacrificadas para evitar la concentración del compuesto tóxico en la cadena alimenticia.

En agosto de 1978 el Departamento de Salud del Estado de Nueva York, a partir de la aparición de casos preocupantes de enfermedades e incremento del número de abortos, comenzó las investigaciones del emplazamiento de Love Canal²³, cerca del río

²¹ La base de datos TED (*The Trade & Environment Database*) reúne cerca de 700 casos estudiados de cuestiones ambientales relacionadas con la actividad humana, a través de un proyecto de James R. Lee, de *The School of International Service* de la *American University* en Massachusetts. <http://www.american.edu/TED>

²² Para más información sobre el caso Minamata véase Smith (1975) y Cross (1991).

²³ El caso de Canal Love, como el de Minamata, corresponde a problemas ambientales diferidos en el tiempo, esto es, problemas cuyos efectos empiezan a sentirse años o décadas después de que se realice la acción potencialmente dañina. El

Niágara. Este canal era una antigua zanja abierta en 1890 como parte de un proyecto industrial para canalizar el río Niágara. Durante la década de los cuarenta y los cincuenta la compañía química Hooker enterró allí 21.800 toneladas de residuos peligrosos, dentro de barriles de acero y sellados con arcilla. La compañía vendió los terrenos por 1 dólar simbólico a la oficina local, cuyo objetivo era construir una escuela. Se construyó la escuela y se desarrollaron edificios por la zona. Se supone que las construcciones vinieron a dañar el sellado del depósito, porque aparecieron grietas y lixiviados en la superficie y en los sótanos de las viviendas. A finales de los años setenta eran numerosos las quejas por enfermedades y daños. Cuando el departamento de salud realiza su investigación en 1978 descubre 82 compuestos químicos, de los cuales una docena tenían potencial cancerígeno. A partir de ese momento comienza una complicada tarea de realojamiento de la población (la escuela y 227 hogares) y de descontaminación del área degradada.

El 28 de marzo de 1979 un accidente en la unidad II de la central nuclear de Three Mile Island, Harrisburg desató las alarmas: el reactor podía explotar y expandir cesio radioactivo. Aunque el reactor no llegó a explotar a pesar de la exposición y los daños causados, tuvieron que ser evacuadas más de 144.000 personas, la mayor parte de ellas mujeres embarazadas y niños.

En Bhopal, capital del estado indio de Madhya Pradesh, en la madrugada del 3 de diciembre de 1984, una fábrica de pesticidas de la compañía Union Carbide, sufrió un escape de 42 toneladas de isocianato de metilo, provocando la muerte de miles de personas y más de medio millón de afectados. Se trata de uno de los accidentes industriales más importantes de la historia, por lo que ha recibido un notable tratamiento en la literatura científica desde diversas perspectivas (Kurzman, 1987; Weir, 1987; Cassels, 1993; Jasanoff, 1994).

El peor desastre nuclear que haya tenido lugar ocurrió en la central nuclear de Chernobyl el 26 de abril de 1986. Dos ingenieros murieron por la explosión y otros 31 trabajadores expuestos directamente murieron a los pocos meses. Durante el accidente se liberaron aproximadamente 95 millones de curios de radiactividad en forma de productos de fisión, formando una nube que fue dejando una lluvia de partículas radiactivas en una extensión de miles de kilómetros cuadrados. Aparte de los efectos

caso de Canal Love ha sido profusamente estudiado y documentado *US Environmental Protection Agency*, véase también Beck (1979).

más directos sobre trabajadores y población, los efectos de largo plazo van a producir, según estimaciones, entre 140.000 y 475.000 muertes de cáncer en todo el mundo.

Fin de siglo: avances en la agenda internacional y geopolítica del medio ambiente

A mediados de los años ochenta culmina el lento proceso de negociación entre los estados miembros de la entonces Comunidad Económica Europea (CEE) para aprobar la Directiva 85/337/CEE, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente²⁴. La aprobación de la normativa europea de EIA se enmarca en el ámbito temporal del Tercer Programa de Acción en materia de Medio Ambiente (1982-1986). Un programa que mantuvo las líneas generales que proponían los dos anteriores, destacando la necesidad de incluir el medio ambiente en el resto de las políticas comunitarias así como la necesidad de evaluar la incidencia de nuevas actuaciones sobre el medio ambiente. Debe resaltarse que el Cuarto Programa de Acción en materia de medio ambiente (1987-1992) de la Unión Europea señala como aspectos más importantes para el período: la aplicación eficaz de la Directiva sobre evaluación de impacto ambiental; la integración efectiva de la dimensión ambiental en las restantes políticas comunitarias, y el desarrollo de nuevos mecanismos eficaces tales como los fiscales y los económicos, entre otros.

El año 1987 constituye un hito en la literatura medioambiental por cuanto en la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo se presenta el documento “Nuestro Futuro Común” (Informe Brundtland) (WCED, 1987). Esta fecha tiene valor de referencia porque se considera que es el primer documento importante de la agenda internacional del desarrollo en donde el desarrollo sostenible se plantea como meta: “hemos visto que se requiere un nuevo modelo de crecimiento, uno de progreso humano sostenido no solamente en unos pocos lugares para unos pocos años, sino para todo el planeta a largo plazo. De esta forma el ‘desarrollo sostenible’ se convierte en una meta no solamente para las naciones ‘en desarrollo’ sino también para las ‘industrializadas’ ” (WCED, 1987). Y donde se plantea un modelo de desarrollo que se

²⁴ Council Directive of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment (85/337/EEC), OJ C L 175/40, 5 July 1985.

define²⁵: “El desarrollo sostenible es aquél que satisface las necesidades actuales sin poner en peligro la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades”, incorporando dos conceptos clave: el concepto de ‘necesidades’, en particular las necesidades esenciales de los más pobres, para lo que debe concederse la mayor prioridad; y la idea de limitaciones impuestas por el estado de la tecnología y la organización social sobre la capacidad del medio ambiente para satisfacer las necesidades presentes y futuras. En todo caso, la formulación en este foro internacional de la propuesta de desarrollo sostenible supone un punto de ruptura respecto al modelo predominante de desarrollo, ya que incorpora tres premisas fundamentales: integra los conceptos de desarrollo, calidad de vida y bienestar social; plantea una mayor equidad en la distribución de la riqueza, tanto intergeneracional como intrageneracional; y presupone que el uso racional de los recursos naturales es una condición básica para asegurar la habitabilidad del planeta a largo plazo.

Dentro de esta dinámica de reflexión internacional sobre el desarrollo observamos durante la década de los noventa la aparición de un nuevo concepto: la idea del desarrollo humano. Este concepto emergente surge frente a las limitaciones y los fracasos de los procesos de impulso al desarrollo, en donde se ha verificado que el crecimiento –en muchos casos- viene creando desigualdad y pobreza, además de deteriorar la calidad ambiental y provocar el agotamiento de los recursos naturales. Tal vez, como han ido sugiriendo diversos autores (Sen, 1990; Max-Neef, 1991, Doyal & Gough, 1994), se hacía necesario superar la dimensión primaria del desarrollo como un crecimiento del producto interno para tener más presente la dimensión humana y sus problemas: la distribución, las necesidades y la equidad. El desarrollo humano es un concepto que deriva de la noción de desarrollo como un proceso que va más allá de los bienes y se centra en las capacidades humanas, una propuesta formulada por Amartya K. Sen, en la que el centro de gravedad del discurso se desplaza desde la cuestión material, o de los bienes, a la cuestión de la persona. Sen (1990) se refiere por capacidades tanto a las opciones, esto es a lo que la persona puede ser o hacer, como a los logros de las personas, lo que efectivamente llegan a ser. Para Sen, lo importante para procurar el desarrollo está en el individuo, su dignidad, y en el entorno de las personas: poder disfrutar de una vida larga con salud, una educación, y una renta

²⁵ En el capítulo sobre desarrollo sostenible se analiza con mayor detalle el alcance y valor de esta definición, así como sus problemas derivados del uso corriente.

material adecuada para satisfacer las necesidades. Posteriormente, Sen incidirá muy especialmente (Sen, 1999) en el concepto de desarrollo y libertad, y en la forma en que esta cualidad permite garantizar y potenciar las bases para que las personas dispongan de más oportunidades. De esta manera, Sen y los impulsores del concepto de desarrollo humano, deconstruyen el concepto genérico de desarrollo y lo reconstruyen como un agregado resultante de la promoción vital del conjunto de los individuos. Sin embargo, autores como Bartelmus (1999b) consideran que cuando UNDP (1998) reconoce los ingresos “como una de las principales maneras de expandir la libertad de elección y el bienestar”, el concepto de desarrollo humano está mostrando un vínculo estrecho con los flujos monetarios generados en la economía, aunque esta observación es discutible²⁶.

En 1990 el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) elabora el primer informe sobre el desarrollo humano a escala mundial. El informe de desarrollo humano contiene tres elementos clave: un nuevo concepto del desarrollo, un nuevo indicador, y un procedimiento de evaluación anual del estado de ese nuevo concepto en todos los países. El concepto clave, tal y como lo define el PNUD, de desarrollo humano es el “proceso por el cual se ofrecen mayores oportunidades a las personas. Entre estas, las más importantes son una vida prolongada y saludable, el acceso a la educación y a los recursos necesarios para disfrutar de un nivel de vida decente. Otras oportunidades incluyen la libertad política, la garantía de los derechos humanos y el respeto a sí mismo” (PNUD, 1990). El indicador de desarrollo humano (IDH) es un índice global que se construye a partir de indicadores parciales que reflejan tres factores básicos: longevidad, expresada como esperanza de vida al nacer; educación, calculada a partir de la población y de los años promedio de escolarización; y el ingreso real *per capita*, el PIB *per capita* ajustado según el coste de vida local y la utilidad marginal del ingreso.

El conjunto de las ideas sobre medio ambiente y desarrollo que han ido tomando cuerpo durante la década de los ochenta y primeros años de los noventa acaban por provocar un auténtico cambio institucional. Las instituciones toman en cuenta los principios de participación amplia y de responsabilidad en las cuestiones del desarrollo

²⁶ La observación se remarca en la revisión que hace Bartelmus (1999b) sobre el papel de la riqueza en relación con el bienestar (entendido como ‘felicidad’), y donde destaca que no hay relación entre ambas, salvo en países donde la renta per capita está por debajo de un umbral, como señala el propio Bartelmus refiriendo los trabajos de Kenny (1999); unos países e individuos en los que aún es necesario alcanzar unos ingresos mínimos.

y el medio ambiente. En mayo de 1990 se celebró en Bergen, Noruega, una conferencia ministerial sobre medio ambiente en donde este cambio institucional empieza a plasmarse en compromisos. Esta misma conferencia se convocó como preparación para la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) o Cumbre para la Tierra, que tuvo lugar en Río de Janeiro, Brasil, en junio de 1992. La Cumbre de Río de Janeiro es uno de los episodios del ambientalismo internacional que más esperanzas y que más documentos ha generado. El principio 17 de la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo se establece que: “Deberá emprenderse una evaluación de impacto ambiental, en calidad de instrumento nacional, respecto de cualquier actividad propuesta que probablemente haya de producir un impacto negativo considerable en el medio ambiente y que esté sujeta a la decisión de una autoridad nacional competente” (citado en Martín, 1999).

La Cumbre de Río suscita lo que podríamos definir como ‘ecoentusiasmo internacional’. Sin embargo, como en otras muchas cumbres internacionales, el entusiasmo inicial ha venido resultando en una cierta frustración derivada de la dificultad de implementar los cambios de forma real en las políticas y en las prácticas tanto en los niveles estatales como en los regionales y locales. Algo que podemos comprobar cuando analizamos lo que podemos denominar el período post-Río.

La principal institución que surge de la Cumbre de la Tierra es la Comisión sobre el Desarrollo Sostenible (CDS), cuyo objetivo es propiciar una coordinación de alto nivel para revisar la implantación de la Agenda 21 y los distintos programas ambientales de las Naciones Unidas. En 1995, aunque ya 130 gobiernos habían formado comisiones para implantar la Agenda 21, solamente 17 países habían presentado informes nacionales. Esos informes son en su mayoría, según Flavin (1997a) “documentos extensos, retóricos y autocongratulatorios que describen los programas gubernamentales existentes, pero que hacen poco por colocar al país en un camino sostenible para el siglo XXI”. Un autor que señala que, a pesar de que se están produciendo diversos éxitos menores, las grandes promesas de Río —que abarcan problemas que fueron identificados en la época en que se efectuó la Conferencia de Estocolmo sobre el Medio Ambiente Humano de 1972- no se han cumplido. En este sentido Bartelmus (1999a) señala que “tanto los políticos como los científicos se han

lanzado a un áspero debate sobre la ‘correcta’ aproximación al paradigma que fue aceptado globalmente en la Cumbre de Río”.

A pesar de estos debates de fin de siglo y principio de uno nuevo, hay tres importantísimos desafíos globales (Flavin, 1997a) que deben enfrentarse en un enfoque de sostenibilidad: estabilizar el clima, proteger la biodiversidad y estabilizar la población del planeta. Las conferencias y los acuerdos internacionales toman como base los compromisos y participación de los estados nacionales, pero es evidente que no todos los países están estructurados de la misma manera, ni tienen dimensiones comparables. De ahí que la participación de cada uno de ellos en estos desafíos globales pueda considerarse desde fundamental hasta prácticamente insignificante. Teniendo presente esta fuerte heterogeneidad, autores como Flavin (1997a) han procedido a analizar lo que se consideran las ocho superpotencias ambientales, que de forma conjunta representan más de la mitad de cuatro variables fundamentales del medio ambiente mundial: la población (55%), el PIB (59%), las emisiones de CO₂ (58%) y los bosques (55%). Así, las superpotencias ambientales: China, Estados Unidos, Brasil, Alemania, Japón, India, Indonesia y Rusia, con unos sistemas políticos, económicos y sociales de amplio espectro, conforman de un modo desproporcionado las tendencias ambientales globales.

Uno de los problemas más importantes de esta geopolítica del medio ambiente, y que ya refleja el autor citado para el año 1997, es la falta de suficiente cooperación y coordinación, pero muy especialmente la falta de liderazgo en este grupo. Si en décadas anteriores Estados Unidos había asumido un liderazgo internacional y había sido precursor en diversos temas, incluido el medio ambiente, a finales de los años noventa se percibe el desvanecimiento de este liderazgo. Un liderazgo que no se ha trasladado a ningún país. En la Conferencia de Río se depositaron muchas esperanzas en el nuevo liderazgo de Japón, que no ha llegado a materializarse. En el escenario geopolítico medioambiental actual también debe destacarse la falta de peso específico, como entidad supranacional, de la Unión Europea. Quizás, como expone Dalby (2004) “nuestra visión tanto de las amenazas ambientales como de los asuntos geopolíticos son partes del mismo problema”.

Antropoceno, el último período geológico

Pensamos que sería interesante concluir este apartado de la evolución histórica de la preocupación por el medio ambiente, con una reflexión de ámbito superior a las que hemos venido desarrollando. Una reflexión estratégica que supone colocarnos en una dimensión ecosistémica, en este caso de naturaleza geológica, y que permite referenciarlos –como observadores pero también como observados- dentro del ecosistema global.

Así pues, como hemos podido observar, el ser humano lleva tiempo interactuando localmente en los ciclos geobioquímicos de la naturaleza. Esa interacción se ha hecho progresivamente más intensa hasta derivar en procesos –razonablemente comprobados- sobre la forma en que llegamos a interferir en fases y zonas críticas²⁷ de los ciclos globales de la naturaleza.

Vivimos hoy en día en una nueva época geológica²⁸ que ha venido recientemente a denominarse “Antropoceno” (Crutzen, 2002), una época en la que la humanidad ha emergido como una fuerza globalmente significativa –y potencialmente inteligente- capaz de modificar la faz del planeta. De acuerdo con Clark *et al.* (2005) sólo será posible que desarrollemos un esfuerzo serio en equipar la ciencia y la tecnología para la sostenibilidad en la medida en que comprendamos hasta qué punto las acciones humanas están incidiendo realmente en el sistema Tierra²⁹ durante el Antropoceno. Durante los últimos años se han sucedido diversas iniciativas científicas con el objetivo de fijar las bases científicas de los retos del cambio global y del desarrollo sostenible, lo que conocemos como el problema de la sostenibilidad global: en el año 2001 se celebra

²⁷ En los últimos años se ha venido observando cambios en áreas sensibles del sistema Tierra (son zonas especialmente vulnerables a interferencias antrópicas), como: las llamadas válvulas salinas, que comunican masas marinas con diferenciales salinos (ej. estrecho de Bering, estrecho de Gibraltar), grandes reservas de agua helada en creciente inestabilidad (Groenlandia, Antártico occidental) relacionada con la formación de corrientes profundas de agua en el atlántico norte o en el círculo polar antártico; efectos de la reducción de grandes zonas boscosas (selva amazónica) o de la vegetación subsahariana, con incremento de nubes de polvo sahariano; o la transformación de los monzones del índico inducida probablemente por fenómenos antropogénicos regionales y globales (Clark *et al.*, 2005).

²⁸ En la cronología geológica nos encontramos en la Era Cuaternaria, en que viene conociéndose la época actual o reciente – en términos geológicos- como Holoceno. El nuevo término ‘Antropoceno’, aún no firmemente instalado en la literatura científica vendría a definir el espacio temporal de los últimos tiempos (desde finales del siglo XVIII, de acuerdo con lo expuesto por el autor del término) en que la humanidad ha alcanzado un potencial de transformación de ámbito global. Esta definición no responde estrictamente a un rigor geocronológico, pero tiene interés en el nuevo campo teórico en formación de la sostenibilidad, especialmente por su potencial descriptivo.

²⁹ El sistema Tierra (*Earth system*) es un concepto que está desarrollándose en la literatura científica vinculada a la ecología y a la perspectiva de cambio global. El concepto amplía el ya empleado de ‘ecosistema global’ asumiendo premisas consistentes: el sistema Tierra opera como un sistema dinámico único lejos del equilibrio termodinámico; el sistema Tierra se contempla desde una perspectiva organicista, en la que también se asume la no-linealidad, la complejidad e irreproducibilidad de diversos fenómenos; reconoce que el conocimiento científico no sólo está vinculado a su contexto histórico-cultural, sino hasta tal punto interrelacionado que los investigadores han de convertirse en parte de sus propias explicaciones.

la primera conferencia de la GAIM (vinculada³⁰ al Programa Internacional Geosfera-Biosfera, IGBP) en donde la comunidad internacional de la ciencia del sistema Tierra formula su Programa Hilbertiano³¹ en el que desglosa 23 cuestiones clave que necesitan afrontarse para avanzar en la ciencia del sistema Tierra; el reciente informe, resultado de una década del programa de investigación sobre Cambio Ambiental Global y el Sistema Tierra (*Global Environmental Change and the Earth System*) (Steffen *et al.*, 2004); o los últimos trabajos del Workshop Dahlem sobre el “Análisis del sistema Tierra para la Sostenibilidad” (*Earth System Analysis for Sustainability*) (Schellnhuber *et al.*, 2005). Este tipo de trabajos, en particular el correspondiente a 2004 (como resultado de los trabajos de cientos de investigadores), así como las aportaciones de Crutzen (2002), nos permiten abordar una descripción somera del estado actual —en pleno Antropoceno— del sistema Tierra: quizás el 50% de la superficie terrestre libre de hielo ha sido transformada por la acción humana; la superficie de tierra cultivada se ha duplicado durante el siglo pasado a expensas de los bosques, que se han visto reducidos en un 20% durante el mismo período; más de la mitad de las reservas accesibles de agua dulce han sido usadas por la humanidad; en los bancos de pesca se extrae más del 35% de la producción primaria de las plataformas marinas de las regiones templadas; ahora se fija sintéticamente más nitrógeno, que se aplica como fertilizante, que todo el que se fija de forma natural por los ecosistemas terrestres; las emisiones de SO₂ a la atmósfera como resultado de la combustión del carbón y del petróleo son dos veces superiores a la suma de todas las emisiones naturales; la humanidad es responsable de la presencia de numerosas sustancias tóxicas en el medio ambiente y de algunas, que incluso sin ser tóxicas por completo (ej. gases CFC) han contribuido a la destrucción de la capa de ozono; la combustión de carbón y petróleo, las actividades agropecuarias y la deforestación han provocado un importante aumento en la atmósfera de los gases de efecto invernadero en los dos últimos siglos (el CO₂ en más de un 30% y el CH₄ en más del 100%) lo que ha contribuido de forma sustancial al

³⁰ La iniciativa GAIM (*Global Analysis, Integration and Modelling*) es una agrupación establecida por el Programa IGBP, y diseñada para integrar el conocimiento que surgía de diversos proyectos concretos para procurar una comprensión holística del la dinámica planetaria. La pregunta original a que debería contestar la agrupación GAIM era: ¿cómo podemos integrar nuestros conocimientos de los componentes del Sistema Tierra y sintetizarlos en un modelo numérico que nos permita tener una capacidad predictiva? Los trabajos del proyecto GAIM concluyeron en diciembre de 2004.

³¹ Este tipo de programas de ‘reflexión conjunto’ se denominan Hilbertianos en reconocimiento a David Hilbert. Este científico presentó en 1900, en la Conferencia Mundial para las Matemáticas de París, un extenso programa en que se formulaban 23 cuestiones que deberían abordarse para el siglo XX. Clark *et al.* (2005) hacen una detallada exposición de los contenidos del Programa Hilbertiano para la ciencia del sistema Tierra.

incremento de la temperatura media anual global de 0,6°C que se ha observado³² para el último siglo. Esta descripción marco nos permite visualizar, en primera aproximación, el coste en transformación de la naturaleza que ha supuesto la actividad humana, fundamentalmente durante el último siglo.

En el otro lado de la balanza deben ponerse las transformaciones que, durante el último siglo, y basadas principalmente en la cultura, la tecnología y la creatividad, han permitido a la humanidad: multiplicar la superficie de tierra cultivada por un factor de 2; el número de personas que viven en el planeta por un factor de 4, el uso de agua por un factor de más de 8, el uso de energía por un factor de 16, y la producción industrial por un factor de más de 40 (McNeill, 2000). También se ha incrementado la calidad de vida humana: la expectativa de vida en más del 40% en los últimos 50 años; la alfabetización en más del 20% en los últimos 35 años; un sustancial incremento de la relación mujer/hombre en la educación primaria; y del número de personas que viven en países democráticos (Kates & Parris, 2003). El balance conjunto que Clark *et al.* (2005) hacen de esta situación, es favorable: “el resultado es que la humanidad, como media, ha hecho muy bien incluso con esta transformación de la Tierra. La cuestión estriba en si las pautas conocidas de incremento de la prosperidad pueden ampliarse y sostenerse según vaya madurando el Antropoceno”.

A partir de este punto entramos en el campo de las prognosis y por tanto de la incertidumbre. De acuerdo con las previsiones de la *U.S. National Academy of Sciences*, la población humana crecerá durante el próximo medio siglo en quizás un 50%. De producirse este incremento de la población, la demanda de producción de alimentos se incrementaría en un 80%, las necesidades de infraestructuras urbanas en un 100%, y las necesidades de servicios energéticos en más de un 200% (NRC, 1999). Un panorama para las próximas décadas que Clark *et al.* (2005) ven de forma muy preocupante: “la resultante del incremento de las presiones sobre una biosfera ya sometida a estrés podría ser arrolladora”. Sin embargo, la propia Academia de Ciencias señala que a pesar de los impactos y las tendencias descritas “es posible una transición con éxito hacia la sostenibilidad a lo largo de las dos siguientes generaciones. Esta transición podría alcanzarse sin tecnologías milagrosas ni transformaciones drásticas de las sociedades humanas... Lo que se requiere, sin embargo, son avances significativos en el

³² De acuerdo con la Comisión Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, 2001) “hay una nueva y fuerte evidencia de que la mayor parte del calentamiento observado durante los últimos 50 años es atribuible a actividades humanas”.

conocimiento básico, en la capacidad social y capacitación tecnológica para utilizarlos, y en la voluntad política para convertir estos conocimientos en acción” (NRC, 1999).

Con un reto de esta magnitud formidable, vemos que el medio ambiente se instala de forma definitiva en la agenda política internacional, tanto en la de relaciones entre estados como en la interna de cada uno de los estados y en las diferentes unidades administrativas subnacionales. Siguiendo a Bono (2003), “si hubiera que caracterizar en dos palabras el inicio del siglo XXI diríamos: globalización y ecologismo”. Así, el medio ambiente entra con fuerza en la agenda política, planteando importantes reflexiones sobre los modelos y alcance del concepto de crecimiento y sus relaciones en un entorno crecientemente globalizado y, de la mano de esta cuestión, provocando discusiones y análisis de profundidad sobre las bases y modelos económicos y ecológicos para la interpretación y conocimiento de la complejidad del ser humano y de su entorno natural, así como –muy especialmente- de los instrumentos y teorías de que disponemos para evaluar y constatar los avances en ese campo. Entramos de este modo en el nuevo dominio conceptual del desarrollo sostenible.

1.2 DESARROLLO ECONÓMICO Y MEDIO AMBIENTE

En el presente apartado pretendemos exponer y analizar la relación cambiante entre los conceptos de desarrollo económico y medio ambiente. El desarrollo económico es una acción y un objetivo político-social, y por tanto un elemento dinámico influido y que influye en la estructura socioeconómica y biofísica del entorno. El medio ambiente, sin embargo, se presenta como el espacio de la actividad, el espacio material e inmaterial (o bien el mundo de relaciones) en el que se materializa el desarrollo. Cada uno de estos dos ámbitos conceptuales está regido por unas dinámicas propias, y en ambos casos las disciplinas científicas (genéricas) de la economía y de la ecología pretenden encontrar pautas de interpretación, definir modelos de comportamiento, e incluso proveer de instrumentos capaces de modificar el curso e intensidad del desarrollo –por una parte-, y de valorar, proteger e insertar satisfactoriamente en el espacio socioeconómico el entorno ambiental. El análisis del desarrollo responde fundamentalmente a las potencialidades del análisis económico y de las técnicas de planificación, mientras que el análisis del medio ambiente responde tanto a metodologías de las ciencias económicas como, muy especialmente, de las ciencias ecológicas.

Si estamos preocupados por el proceso de desarrollo se debe a que nuestra experiencia nacional e internacional ha puesto de manifiesto que el modelo de desarrollo presenta importantes problemas. Algunos de los más visibles están relacionados con el medio ambiente. En el apartado anterior hemos podido observar numerosos acontecimientos que han ido abriendo y profundizando el debate sobre medio ambiente y desarrollo. En este sentido queremos volver a incidir en la exposición, desde la perspectiva de 1987, del Informe Brundtland, en donde se señala que el principal problema ambiental del planeta y también su principal problema de desarrollo estriba en la desigualdad que existe entre los países más desarrollados y los menos desarrollados, tanto respecto al acceso como al consumo acumulado³³ de los recursos: “... la diferencia de recursos entre la mayoría de los países en desarrollo y los países industriales sigue aumentando y donde éstos (...) ya han utilizado gran parte del

³³ En este sentido, planteamos la hipótesis de que la acumulación histórica de recursos provenientes de todo el mundo por parte de los países de Europa occidental en los últimos cinco siglos, así como la acumulación de otros –como Estados Unidos- durante los últimos dos siglos, es un potente factor que justificaría la enorme concentración de stock de capital (humano y material) en estos países, y que justificaría de esta forma el desequilibrio que ahora podemos observar.

capital ecológico del planeta. Esta desigualdad es el principal problema ambiental del planeta y su principal problema de desarrollo” (WCED, 1987). Por su parte el medio ambiente, o naturaleza —en un término más clásico— ha sido el escenario que le ha permitido al ser humano visualizar su capacidad, no solamente para crear riqueza, sino también como ente potencialmente transformador, tanto en ámbitos geográficos locales como en ámbitos globales.

En el presente apartado pretendemos hacer una aproximación cronológica al descubrimiento y ubicación del concepto de desarrollo sostenible en el centro de la agenda política medioambiental. Desde unos orígenes que situamos, a principio de los años setenta, en las aportaciones sobre los límites al crecimiento del Club de Roma, que se desenvuelven posteriormente en el debate entre los conceptos de crecimiento económico y de desarrollo, siendo este último el que se implanta como concepto preferido y preferible (desarrollo significa crecimiento y cambio). Son debates que han estado muy vinculados a las insuficiencias o fallos de las políticas de cooperación internacional al desarrollo y al intento de dotar a estas políticas de una mayor capacidad y competencia. Esto nos lleva al análisis de los modelos de desarrollo económico imperantes en los años ochenta y noventa: los modelos exógenos o neoclásicos y endógenos, respectivamente. Modelos muy relacionados, como veremos, con la economía ambiental, que tiene su contrapartida conceptual en la economía ecológica.

En su última dimensión, la relación estable entre el desarrollo y el medio ambiente se conforma a través del modelo de desarrollo sostenible. El desarrollo sostenible ya se tiene en cuenta como un nuevo paradigma que anima renovadas perspectivas y consideraciones desde el amplio espectro de las ciencias naturales y sociales. Pero es de justicia reconocer que la dinámica científica e intelectual que ha llevado a este punto, esto es el potente motor que ha transformado las perspectivas, procede en gran medida de las ciencias económicas, y en particular del área de interés de investigación en torno a los modelos de desarrollo económico, especialmente en un escenario en que el medio ambiente se ha convertido en un nuevo valor social.

Riqueza, valor y naturaleza hasta mediados del siglo XX

Los economistas y, en general, los investigadores de las ciencias sociales, vienen preocupándose desde hace mucho tiempo tanto por el concepto de riqueza como por el entorno y la dinámica que puede influir en su crecimiento.

La escuela fisiocrática, cuyo auge se sitúa en la segunda mitad del siglo XVIII con la obra *Tableau Economique* (1764) de François Quesnay³⁴, es una de las primeras escuelas de pensamiento económico en el sentido moderno del término. La fisiocracia representa un paradigma del crecimiento económico, donde el sustrato físico y material –fundamentalmente a través de la actividad agrícola en sentido amplio– se convierte en el factor determinante para interpretar el proceso de crecimiento económico. La naturaleza y el ser humano, a través de actividades como la agricultura, son capaces de proporcionar unas riquezas referidas a unos valores de uso donde los excedentes de la agricultura conforman la medida física del crecimiento económico³⁵. Sin embargo, la escuela fisiocrática no va a ser capaz de afrontar conceptualmente³⁶ la realidad contrastada de que también se crean plusvalías monetarias que no están respaldadas por excedentes físicos. A partir de este punto, los valores de cambio adquieren primacía como valor económico dominante, en lo que supone un nuevo cambio de paradigma económico a favor de la economía política clásica.

De los pasajes de Adam Smith, como referente de la economía política clásica, se desprende una definición directa de la riqueza: la riqueza de una nación está compuesta por el número de bienes per cápita, de modo que mientras mayor sea el número de bienes por persona, más rica resultará la nación. A su vez, el concepto de riqueza está íntimamente relacionado con el concepto de valor, si bien se observa que esta palabra tiene dos significados notablemente distintos: a veces expresa la utilidad de un objeto particular (valor en uso), y a veces la capacidad para adquirir otros bienes (valor en cambio). Esta diferencia, como veremos más adelante, va a tener su importancia en el

³⁴ Quesnay, quien fue médico de Luis XV, en un ejemplo singular de transdisciplinaredad propone en su *Tableau* un modelo económico dinámico en el que compara la circulación de la sangre en el cuerpo humano con la circulación de la renta.

³⁵ Domínguez (2004) revisa el papel de la fisiocracia en nuestros días como una reflexión sobre el análisis económico de los recursos naturales y el medio ambiente.

³⁶ Naredo (1996), en un reproche de la poca voluntad que advierte en la sociedad actual por hacer planes de reconversión hacia bases más sostenibles o físicamente viables señala que “esto es lo que con poca fortuna pretendieron los autores hoy llamados fisiócratas cuando, hace más de dos siglos, proponían aumentar la producción de riquezas renacientes (hoy diríamos renovables) sin detrimento de los bienes fondo o stocks de riquezas preexistentes, siendo descalificados en este empeño por los economistas posteriores, que erigieron el mencionado cajón de sastre del valor como centro de la ciencia económica, separándolo del contexto físico y social en el que se desenvolvía. Vemos, pues, que no se trata tanto de ‘descubrir la pólvora’ de la sostenibilidad como de desandar críticamente el camino andado, volviendo a conectar lo físico con lo monetario y la economía con las ciencias de la naturaleza”.

proceso de diversificación de las teorías económicas, especialmente en la bifurcación entre la teoría clásica liberal y la marxista.

A los efectos de esta aproximación histórica puede exponerse que la economía política de Smith está basada (Gale, 1997a) en las siguientes proposiciones: a) la riqueza nacional consiste en el incremento de la producción de mercancías para satisfacer las necesidades humanas; b) es más fácil incrementar la producción de mercancías si se divide y especializa el trabajo y si se amplía el mercado; c) la economía estudia la forma en que el mercado determina el valor de cambio de una mercancía a través de la oferta y la demanda; d) la creación de valor de cambio para algunas materias desplaza a otras que no tienen valor de cambio, no porque escaseen sino porque no tienen una demanda humana inmediata y efectiva; e) la naturaleza es un “cuerno de la abundancia” y no existen límites naturales para su explotación. Para nuestra exposición conviene destacar los dos últimos puntos, en donde se reflejan valores que forman parte de la perspectiva del conocimiento del último cuarto del siglo XVIII, en un mundo que aún seguía descubriendo tierras desconocidas y donde la finitud y limitaciones de la naturaleza no era una preocupación destacable: nadie hablaba de límites al crecimiento. Es más, desde el siglo XIX, científicos y exploradores han aportado una visión convencida del enorme potencial transformador de la humanidad sobre la naturaleza. Así, el científico y explorador alemán Alexander von Humboldt, con su obra *Ansichten der Nature* (1808), el diplomático americano George Perkins Marsh con su trabajo *The Earth as Modified by Human Action* (1864), o el geólogo italiano Antonio Stoppani, en su *Corso di geologia* (1873) muestran³⁷ una nueva visión en la que el ser humano pasa de ser meramente una especie sometida a las fuerzas de la naturaleza a describir la actividad humana como una “nueva fuerza telúrica, que tanto por su potencial como por su dimensión universal puede compararse con las grandes fuerzas de la Tierra” (Stoppani, 1873; citado en Crutzen, 2002).

En este escenario de gran potencialidad de transformación y creación de riqueza por parte del ser humano el propio discurso económico sobre la riqueza y el crecimiento ha sido objeto de diversas interpretaciones reformistas, críticas e incluso francamente revolucionarias (tanto desde una dimensión científica como realmente práctica). De esta manera, como alternativa al enfoque clásico liberal que representa la

³⁷ Las referencias originales a las obras de von Humboldt (1808), Marsh (1864) están recogidas en Clark *et al.* (2005); la referencia a Stoppani (1873) está recogida en Crutzen (2002).

doctrina de Adam Smith, surge el marxismo. La tradición crítica de la economía política que representa el marxismo ha influenciado de modo muy notable un enfoque propio que ha tenido una presencia y difusión notables desde mediados del siglo XIX. La teoría marxista, que analiza críticamente la economía política clásica, contiene una comprensión de la riqueza más matizada, una teoría del valor más elaborada y un reconocimiento del papel de la naturaleza en la producción. Así, y como en el caso anterior, y a los efectos de esta exposición podemos resumir (Gale, 1997a) las opiniones de Marx de la siguiente manera: a) la riqueza material está compuesta por la expansión de bienes útiles; b) la expansión de bienes útiles tiene lugar en el socialismo y el comunismo mediante una continua revolución de las fuerzas productivas de la sociedad; c) un objeto útil incorpora valores de uso, valores de trabajo y valores de cambio, pero el trabajo humano constituye la fuente por excelencia de todo valor; d) la naturaleza y el trabajo humano se combinan para producir bienes útiles, que colectivamente constituyen la riqueza social; y e) la naturaleza es prácticamente ilimitada y no existen obstáculos naturales para la producción de un creciente número de bienes útiles. Como en el caso anterior, podemos destacar los dos últimos puntos por cuanto permiten representar una perspectiva propia del siglo XIX en donde la naturaleza todavía parece ofrecer un potencial ilimitado a la creación de riqueza.

A pesar de la cantidad de tiempo y energía que se dedicaron en los primeros años de la economía política para enfrentar el lábil concepto de riqueza, lo cierto es que al final tanto Smith como Marx adoptan definiciones de la riqueza notablemente similares: “las personas y las sociedades son ricas si poseen una abundancia de bienes útiles disponibles para su disfrute. Esta concepción de la riqueza ignora la cara oculta de la naturaleza y la existencia de otras formas de riqueza no material que no requieren ser cambiadas o elaboradas” (Gale, 1997a).

Durante los siglos XIX y, especialmente, el siglo XX, el modelo de crecimiento, con las particularidades propias de cada corriente de la economía política clásica: liberal o marxista va a resultar en modelos competitivos de crecimiento económico cuya unidad geográfica básica es el estado nacional. Como apunta Gale (1997a) “las concepciones de Smith y Marx acerca de los tres conceptos fundamentales de riqueza, valor y naturaleza que apuntalan la economía política clásica, tienen defectos cuando se miran desde un punto de vista ecológico”.

Diversos autores han destacado las limitaciones al crecimiento y el potencial impacto hacia la naturaleza que puede derivarse o se ha derivado tanto a partir del modelo liberal o capitalista (O'Connor, 1994; Kovel, 1997) como del marxista (Gare, 1996). Este último autor hace referencia al texto oficial de M. Ilín, publicado en 1931 con motivo de la presentación del plan quinquenal de la URSS, y que tiene notable interés por cuanto permite reproducir con cierta fidelidad el modelo conceptual respecto al crecimiento y la naturaleza³⁸ que se tiene en un importante ámbito geográfico durante las primeras décadas del siglo XX: “en pocos años todos los mapas de la URSS tendrán que ser revisados. En un sitio habrá un nuevo río (...) en otro, un nuevo lago (...). Un nuevo gran poder ha aparecido en la Naturaleza: el poder del trabajo del hombre. No sólo las fuerzas ciegas de la Naturaleza, sino también el trabajo consciente, organizado y planificado del hombre ahora moldea ríos y lagos, siembra bosques, transforma desiertos, modera y acelera la corriente de los ríos, crea nuevas sustancias y nuevas especies de plantas y animales”³⁹. Estas expresiones, aunque corresponden a un período temporal y a un ámbito geográfico concreto, bien podrían extenderse a otros períodos temporales y ámbitos geográficos. Considerar que las fuerzas de la naturaleza obran a ciegas y que la racionalidad humana es capaz de transformar determinantemente la dinámica natural a su favor nos habría de llevar, por sus efectos negativos⁴⁰ y como contrarreacción, a valorar la habitabilidad del mundo, y por tanto a definir y considerar el concepto de calidad ambiental.

Pero aún durante la primera mitad del siglo XX el modo de relación de la economía y el medio ambiente sigue estando dominado por el enfoque o paradigma de la economía de frontera (Colby & Sagasti, 1992). El enfoque de la economía de frontera viene a considerar al medio ambiente como un conjunto ilimitado de recursos o bienes libres que pueden ser explotados indiscriminadamente. En lo relacionado con el medio ambiente este enfoque está asociado a la aplicación de políticas económicas

³⁸ Un modelo conceptual en que predomina el gran potencial transformador del ser humano que, como hemos visto, ya toma forma en el siglo XIX, en un hilo conductor que hemos referido a través de autores como von Humboldt, Marsh, y Stoppani. Un tema que desarrollará con especial intensidad a principios del siglo XX el geoquímico soviético V.I. Vernadsky, adquiriendo una gran difusión en los años veinte a través de sus conferencias sobre la ‘biosfera’ en la Sorbona de París (Vernadsky 1998/1926, 1945; citado en Clark *et al.*, 2005:2)

³⁹ Ilín, M. (1931) *New Russia's Primer: The Story of the Five-year Plan, 1931*; citado en Gare (1996)

⁴⁰ Como expone Kovel (1997) “las palabras de Ilín pueden parecer retóricas y exageradas, pero cuando consideramos cómo, cincuenta años después, ecosistemas como el que rodea el mar de Aral está devastados precisamente a causa del desvío en el período soviético de los ríos Amur y Syr que lo alimentaban (...) los ríos se desviaron para apoyar la producción de algodón, con imprudente despreocupación por una de las mayores bellezas naturales de Rusia (...) el lago ahora es sólo una fracción de su tamaño anterior, ha muerto casi toda la vida marina y se han producido grandes cambios climáticos que afectan a la región (...) este lugar que antes era hermoso se ha convertido en un desierto”.

liberales, y muchos de los países que lo adoptaron lo hacen sobre la base principal de la necesidad de crecer económicamente. En el perfil tecnológico de este enfoque predominan las tecnologías que requieren altos insumos de energía, fertilizantes y agua; además tiende a promoverse una elevada dependencia de combustibles fósiles, con un alto crecimiento poblacional y un vertido de residuos no regulado, entre otras tendencias (Pichs, 2001).

Durante este período se proponen modelos de crecimiento económico con el objetivo de analizar y descubrir las claves del proceso del crecimiento económico dentro de los escenarios de las economías desarrolladas. El modelo neoclásico de crecimiento económico está basado en las aportaciones tempranas de Solow (1956) y Swan (1956). El modelo responde a una función de producción con rendimientos constantes a escala y decreciente para cada uno de los factores productivos, en un supuesto de mercados perfectamente competitivos. De acuerdo con este modelo de crecimiento la economía podría alcanzar una situación de equilibrio sostenido a largo plazo con pleno empleo, una situación que se correspondería con tasas nulas de crecimiento de la renta per cápita. No obstante lo anterior, como de la observación empírica se concluye la existencia de tasas positivas de crecimiento en distintas economías (Abramovitz, 1956; Solow, 1957) ha de introducirse el factor de progreso tecnológico —como factor exógeno— capaz de explicar la existencia probada de tasas de crecimiento positivas de la renta a largo plazo. Las variables exógenas suponen que el decisor político tiene un nulo margen de maniobra para alterar el crecimiento a través de dichas variables. De acuerdo con Escot & Galindo (1999) los supuestos de partida de un modelo básico representativo de este enfoque son: (1) el producto agregado obtenido en la economía puede destinarse directamente al consumo o a su acumulación en forma de stock de capital para su uso en la producción de períodos posteriores; (2) al ahorro agregado de la economía es una proporción constante de la renta; (3) tanto el factor trabajo como la eficacia en la producción de dicho factor trabajo crecen a una tasa constante y exógena, respectivamente; (4) existe depreciación por el uso del capital a una tasa constante; y (5) la función de producción agregada es continua, con rendimientos constantes a escala, elasticidad de sustitución distinta de cero y rendimientos decrecientes para cada uno de los factores productivos.

Una de las críticas que recibe la teoría neoclásica de crecimiento exógeno está en el hecho de que deja sin precisar cuáles son los verdaderos determinantes del crecimiento económico. Aunque en estos modelos se supone que el crecimiento económico depende del progreso tecnológico, no se profundiza el papel del mismo, ya que es exógeno al modelo. Quizás esta carencia fue la que motivó (Escot & Galindo, 1999) que a partir de principios de los años setenta el interés de los economistas se desviara hacia el estudio de las fluctuaciones a corto plazo y que surgieran como una rama separada de la teoría del crecimiento económico las nuevas teorías del desarrollo económico⁴¹ que, aunque con un aparato analítico más sencillo, servirían de base para el diseño de los planes de desarrollo⁴² de las naciones más atrasadas. Sin embargo, los modelos de crecimiento seguían sin tener en cuenta de forma determinante los problemas derivados del conflicto emergente entre la actividad del sistema productivo y las condiciones de habitabilidad o calidad ambiental.

El problema de la calidad ambiental y los modelos de crecimiento económico

Cuando nos referimos a las condiciones de habitabilidad del mundo estamos haciendo una reflexión sobre el concepto de calidad ambiental. La calidad ambiental es un concepto complejo. Puede contemplarse desde el punto de vista de la integridad de los ecosistemas, y siguiendo a Garmendia *et al.* (2005) “la calidad ambiental se puede asimilar al mantenimiento de una estructura y función similar a la que se encuentra en los ecosistemas naturales equivalentes. Es decir, que la composición de especies, la diversidad y los ciclos de materia y flujos de energía que se producen, mantengan una estructura equilibrada. Para realizar estas valoraciones es muy importante la conservación de cada uno de los ecosistemas, al menos en una muestra suficientemente

⁴¹ En Thirdwall (1994) y Ghatak (1995) puede encontrarse un detallado análisis de estas teorías, que tienen una importancia clave en el proceso explicativo de los frenos a que se enfrentan los países menos desarrollados para resolver esa situación. Un análisis que, a pesar de su importancia, queda fuera del ámbito de investigación del presente trabajo.

⁴² En este punto conviene establecer la distinción entre los conceptos de crecimiento económico y de desarrollo económico. Una distinción que admite una forma sencilla y una forma compleja (Field & Field, 2002). En la forma sencilla el crecimiento es el aumento del nivel agregado de producción, mientras que el desarrollo es el aumento de la producción per cápita. De esta manera, si la producción de un país creciera más rápidamente que su producción, el país crecería pero sin llegar a desarrollarse. Según la versión más compleja, el crecimiento económico consiste en el incremento de la actividad económica sin que lleguen a introducirse cambios en la estructura económica e institucional básica del país, mientras que el desarrollo incluiría transformaciones más profundas de naturaleza tecnológica, institucional y social. Por su parte, Dürr (1997a) sostiene que: “La evolución de estructuras simples a más complejas no debe llamarse “crecimiento”. El crecimiento se refiere más a un aumento de tamaño sin un cambio de carácter o cualidad, y por lo tanto, como tal, no incluye la autopoiesis, la creación de nuevas formas”.

amplia, para utilizarlos como puntos de referencia libres de las interferencias humanas”. Este planteamiento, desprovisto del carácter antropocéntrico del medio ambiente, tiene sus ventajas puesto que permite desarrollar índices de calidad ambiental objetivos, que surgen de la comparación entre los sistemas naturales y los alterados. De esta forma se introduce el concepto de integridad, donde las áreas naturales⁴³ tendrán una integridad mayor y por tanto una mejor calidad ambiental. Sin embargo, este planteamiento tiene difícil encaje y grandes limitaciones para medir la calidad ambiental de espacios considerados no naturales, como los urbanos, los industriales o los agrícolas.

La acepción más común de la calidad ambiental tiene que ver con el estado relativo de las variables fundamentales del medio biofísico, unas variables que se definen a partir de indicadores de calidad ambiental. El nivel de calidad ambiental puede estar relacionado con las exigencias de salud y seguridad de los seres humanos, de los ecosistemas, y de los bienes. La calidad ambiental está vinculada con dos fenómenos que representan, en escala micro y en escala macro, los problemas que estamos analizando.

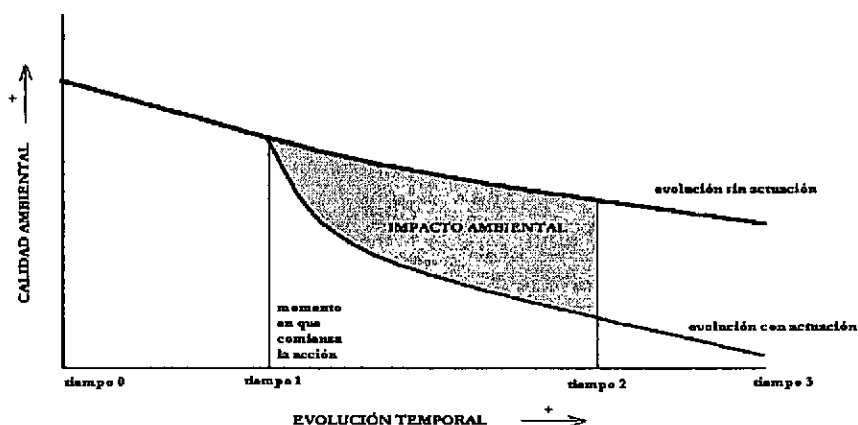


Figura 1.1. Relación entre calidad ambiental e impacto (modificado de Gómez, 2002)

⁴³ El problema de la referencia a “áreas naturales” y su integridad está relacionado con lo que entendemos por áreas naturales, pudiendo desplazarnos desde una propuesta extrema, en que las áreas naturales están formadas por ecosistemas vírgenes, sin influencia humana, hasta otro extremo en donde las áreas naturales son aquellas en que dominan los procesos naturales sobre los procesos antrópicos de transformación, como las zonas agroforestales, pero en las que existe un factor antrópico de intervención. Las diferentes consideraciones sobre áreas naturales han dado lugar a un debate intenso sobre la necesidad o posibilidad de mantener espacios vírgenes –generalmente bajo el concepto de reservas- o de la conveniencia de compatibilizar distintas actividades y usos del territorio. Como ejemplo de la primera postura, la política de parques nacionales de Canadá ha elevado la integridad de los ecosistemas a rango legal.

En escala micro, la variación de la calidad ambiental entre antes y después de realizar una acción, permite cuantificar el impacto de esa acción. Esto puede observarse en la figura 1.1 adjunta.

Por otra parte, en una escala macro, también ha llegado a definirse una relación básica entre la calidad ambiental (o su inverso, la degradación ambiental) y el desarrollo económico, conocida como la Curva de Kuznets Ambiental (CKA), como puede observarse en la figura 1.2 adjunta. Una aproximación que, como veremos más adelante, es objeto de cierta controversia.

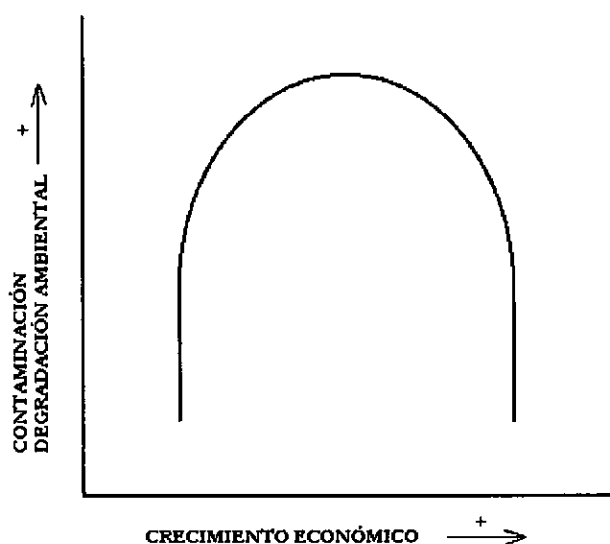


Figura 1.2. Curva de Kuznets Ambiental (CKA)

Una vez que la sociedad va adquiriendo conciencia del proceso de degradación y de lo que supone la pérdida de calidad ambiental, este elemento se convierte en una referencia básica dentro del esquema conceptual del medio ambiente. Así la calidad ambiental tiene un vínculo estrecho con el problema de los impactos ambientales y por tanto, como veremos, con todo el proceso de generación de políticas ambientales preventivas destinadas a prevenir la degradación y pérdida de la calidad ambiental. Pero además se iniciará todo una corriente de investigación para valorar económicamente los impactos como forma de conocer la manera en que afectan las decisiones al medio ambiente (Azqueta, 1994).

En este contexto de preocupación emergente por el concepto de la calidad ambiental, y ante todo como respuesta a los problemas ambientales derivados del

enfoque de economía de frontera, comienza a cobrar relevancia durante la década de los años sesenta el enfoque de ‘protección ambiental’. Así, en los años sesenta del siglo XX, la preocupación de los investigadores económicos del desarrollo empieza a tener más en consideración la problemática del proceso de desarrollo económico en su contexto físico ambiental. Se asume que el desarrollo económico y social debe ser considerado en su contexto ambiental. Boulding (1966) describe nítidamente la dicotomía que existe entre la “economía de las materias primas” (*throughput economy*) y la “economía de nave espacial” (*spaceship economy*) (véase figura 1.3 adjunta). De acuerdo con este autor, el objetivo económico de incrementar el producto interior bruto (PIB) usando más recursos para producir más bienes y servicios, contiene la semilla de su propia destrucción.

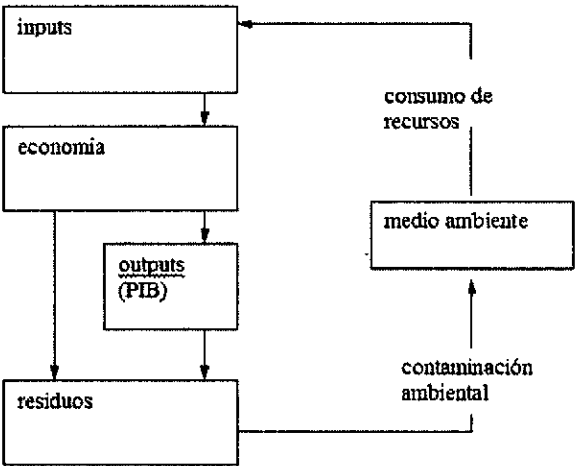


Figura 1.3. El proceso de desarrollo económico en su contexto ambiental (adaptado de Boulding 1966 en Glasson *et al.*, 2005)

El incremento del uso de recursos produce no solamente el incremento de bienes y servicios, sino también la producción de más residuos. El incremento de inputs demanda más recursos. El medio ambiente es el almacén para los residuos y la fuente para los recursos. La contaminación ambiental y el agotamiento de los recursos son invariablemente la herencia del desarrollo económico. El enfoque de protección ambiental que, de forma representativa, tiene la actividad económica en esta década se refleja, en cuanto a las tecnologías predominantes y a las estrategias de gestión ambiental, en el uso de tecnologías de fase final (de final de tubo) que pretenden controlar la contaminación una vez que ésta se ha producido; además de abogar por el

uso preferente de mecanismos administrativos o regulaciones legales para enfrentar el deterioro del entorno.

Aunque de forma general en este esquema no se aprecian vínculos fuertes entre las políticas del desarrollo y la protección del medio, ya existen líneas precursoras como el procedimiento de evaluación de impacto ambiental. Como se ha visto, el mandato clave⁴⁴ de la ley originaria de prevención ambiental, la ley NEPA, señala la necesidad de estimar los efectos ambientales cuando una acción importante pueda tener un efecto significativo sobre la calidad del medio ambiente humano. El concepto de calidad ambiental se funde en con el concepto de medio ambiente humano en esta fundamental y original disposición normativa. Esto deja claro desde un principio el carácter antropocéntrico que tiene el concepto medio ambiente en el contexto de la evaluación de impacto ambiental.

Como hemos visto en un apartado anterior, a principios de la década de los setenta el primer Informe del Club de Roma sobre los límites al crecimiento plantea un conjunto de medidas correctoras que debían aplicarse ya en 1975 para remediar la situación prevista en el modelo: reducción de la producción industrial, reorientación de las actividades humanas hacia los servicios educativos y sanitarios, mejora de la producción de alimentos básicos, y fomento de políticas de reciclado de los residuos. El informe “Los límites al crecimiento” plantea desde una perspectiva científica, pero a partir de la simplificación propia de un modelo, la necesidad de un conjunto de cambios y acciones para evitar el colapso que prevén sus trabajos. Estos resultados ponen en cuestión la viabilidad del crecimiento como un objetivo económico global, quedando según Naredo (1996) “en entredicho las nociones de crecimiento y desarrollo utilizadas en economía”.

En los años setenta y en este contexto, Sachs -consultor de Naciones Unidas para temas del medio ambiente y desarrollo-, propone la denominación “ecodesarrollo” como término para un compromiso que intentaba conciliar la necesidad de aumentar la producción, como venían reclamando los países del Tercer Mundo, con el respeto a los ecosistemas a fin de mantener las condiciones de habitabilidad en el mundo. El término ecodesarrollo comenzó a utilizarse en los circuitos internacionales de gestores y académicos interesados por las cuestiones ambientales y por el desarrollo. No

⁴⁴ Párrafo 102 (2)c de National Environmental Policy Act (véase el apartado sobre *National Environmental Policy Act* (NEPA)).

obstante, el término “ecodesarrollo” tuvo un recorrido corto en su primera etapa. En el año 1974 se intenta incorporar este término a la agenda política a partir de la declaración de Cocoyoc, que recogía las conclusiones de un seminario de alto nivel promovido por las Naciones Unidas en el que participaba el propio Sachs. Finalmente, un movimiento diplomático⁴⁵ provocó una revisión del vocabulario de la declaración, y en particular del término ecodesarrollo, que de esta manera vino a quedar vetado⁴⁶ en estos foros (Naredo, 1996). Pero el término ecodesarrollo acabaría por seguir teniendo presencia las siguientes décadas: Colby & Sagasti (1992) citan al ecodesarrollo como uno de los cinco enfoques en el debate acerca de las relaciones entre medio ambiente y desarrollo; mientras que Pichs (2001) señala que “más recientemente ha comenzado a abrirse paso con mayor vigor el paradigma del ecodesarrollo, presente en el debate internacional de los años 70 y que pretende lograr una integración entre factores y objetivos sociales, económicos y ecológicos, desde una perspectiva de largo plazo”. Este término adquiere importancia hasta el punto de que autores como Naredo (1996) sugieren precisamente que el término ecodesarrollo “lo sustituyó más tarde aquél otro de desarrollo sostenible, que los economistas más convencionales podían aceptar sin recelo, al confundirse con el desarrollo autosostenido (*self sustained growth*) introducido tiempo atrás por Rostow y barajado profusamente por los economistas que se ocupaban del desarrollo”.

Desde la perspectiva de los modelos de crecimiento económico, en los años setenta podemos encontrar modelos ampliados en los que la función de producción considera el supuesto de que los recursos naturales son agotables (Hartwick, 1974); aunque en este período adquieren más importancia las tendencias que destacan porque aparecen nuevas aportaciones al modelo de crecimiento que tratan de encontrar una explicación endógena al proceso de crecimiento. Los modelos de crecimiento endógeno se diferencian de los exógenos al ofrecer a los decisores políticos, desde el

⁴⁵ De acuerdo con una entrevista realizada al propio Sachs en 1994, unos días después de que en esos días de 1974 el entonces presidente de México, Echeverría, suscribiera e hiciera suyas las resoluciones y el propio término de ecodesarrollo, Henry Kissinger manifestó, como jefe de la diplomacia norteamericana, su desaprobación del texto en un telegrama enviado a presidente del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, señalando que había que retocar el vocabulario y, más concretamente, el término ecodesarrollo que quedó así vetado en estos foros. (Sachs, I., 1994 “Interview”, Science, Nature, Society, vol.2, no. 3, 1994 citado en Naredo, 1996). Un movimiento que se supone provocado por los economistas más convencionales, y que puede subrayarse por la áspera crítica de Leontief (1982) “los métodos utilizados para mantener la disciplina intelectual en los departamentos de Economía más influyentes de las universidades estadounidenses pueden, a veces, recordar a los usados por los marines para mantener la disciplina en Parris Island”.

⁴⁶ En nuestra opinión este episodio muestra el peso de la valoración subjetiva y del propio significado de los términos en un determinado contexto, confirmando que el desarrollo científico también está íntimamente ligado a las condiciones políticas, personales y profesionales de aquellos que dan vida a esta actividad.

punto de vista político, la posibilidad de influir sobre el crecimiento. Entre estos modelos puede destacarse el de Krautkraemer (1985) ampliando el de Dasgupta & Heal (1974), donde se introduce el papel de los recursos naturales tanto en la función de producción como en la de utilidad, y se obtiene como resultado que se cuidará el medio ambiente sólo si los agentes económicos tienen en cuenta la calidad ambiental y si hay suficiente sustitución entre el flujo de recursos y el stock de capital, de modo que el incremento de la cantidad de bienes de consumo tiene un coste necesario para la sociedad.

De esta forma, los modelos endógenos de crecimiento pretenden definir y establecer, de manera endógena, la dinámica que permite unos rendimientos no decrecientes para el factor capital en soluciones de equilibrio dinámico con crecimiento de la renta per cápita positivo. En la década de los años ochenta⁴⁷ podemos citar, además de lo expuesto, las aportaciones de Romer (1986), Lucas (1988) y Barro (1990), o los trabajos de Grossman & Helpman (1990) que establecen modelos en los que la inversión de recursos en proyectos de investigación y desarrollo genera un progreso tecnológico de forma endógena, de modo que conforme seamos capaces de introducir un número mayor de innovaciones estaremos en disposición de alcanzar un mayor nivel de crecimiento a largo plazo. Sin embargo, los modelos de crecimiento económico, tanto los exógenos como los endógenos, siguen presentando limitaciones derivadas del papel a largo plazo de los recursos naturales y del sistema ambiental, ya que analizan la dinámica de la actividad económica sin tener en cuenta de forma explícita las interrelaciones existentes entre el sistema económico y el medio ambiente (Escot & Galindo, 1999). Pero el uso que se haga del medio ambiente puede llegar a afectar a la situación de las generaciones futuras sin que éstas reciban necesariamente una contraprestación. Por esta razón el análisis de la dinámica económica conviene que tenga presente un conjunto de restricciones medioambientales que Siebert (1998) concreta en cinco: (1) el sistema ambiental acumula una serie de contaminantes persistentes en el entorno durante años, décadas o hasta miles de años, que ejercen, por tanto, efectos a largo plazo y pueden afectar a generaciones futuras; (2) existe la posibilidad de que determinados contaminantes provoquen un daño irreversible en el

⁴⁷ También durante la década de los noventa continuaron los esfuerzos científicos en el proceso de formulación y desarrollo de modelos endógenos: Stockey (1991), Young (1991), Grossman & Helpman (1991), Aghion & Howitt (1992), Cheng & Dinopoulos (1992). En Barro & Sala (1995) se expone una amplia panorámica del enfoque de los modelos endógenos y de sus principales aportaciones.

equilibrio ecológico que los agentes económicos sean incapaces de solucionar; (3) si bien algunos sistemas ambientales son capaces de regenerarse a través de procesos naturales delicados, las emisiones de contaminantes pueden afectarles nocivamente y restringir la posibilidad de autorregeneración; (4) el stock de capital se pasa de una generación a otra, sin que exista a corto plazo la posibilidad de que se pueda modificar, ya que la movilidad del capital y del trabajo es insuficiente; (5) cabe señalar lo mismo respecto a la tecnología, ya que se transmite a generaciones futuras y las reglas institucionales existentes establecen los incentivos para introducir nuevas tecnologías, por lo que dichas reglas ejercen un efecto significativo sobre el futuro.

Diversos autores siguen trabajando desde el campo de la economía en nuevos modelos para incorporar efectivamente a los modelos de crecimiento económico las externalidades negativas consecuencias de los problemas y límites prácticos del crecimiento, como es la contaminación del medio ambiente derivada de los procesos productivos. Entre éstos, Escot & Galindo (1999), presentan su propuesta para un modelo de crecimiento económico y medio ambiente, en concreto un modelo de crecimiento económico con externalidades negativas por contaminación. Para ello introducen en la función de producción unas externalidades negativas como consecuencia de la contaminación del medio ambiente. Se intenta con ello contemplar el hecho de que una vez que se incorpora el medio ambiente en el proceso de crecimiento, cuanto menor es su capacidad de absorción de la contaminación generada por el proceso productivo, menor será también la capacidad productiva global de la economía. Como siguen explicando Escot y Galindo, esta hipótesis está basada en el doble papel que juega el medio ambiente en el proceso productivo. Por una parte dota de recursos naturales al proceso productivo, y por otra ha de recibir los residuos que genera el propio sistema. Existe una relación negativa entre estos dos papeles, ya que cuanto menos capacidad posea el medio para asimilar la contaminación generada, mayor será el deterioro y menor la cantidad de recursos naturales disponibles para el proceso productivo. Este modelo de crecimiento puede ofrecer una guía de medidas para las políticas económicas medioambientales que tengan como objetivo maximizar la renta per cápita a largo plazo. Esto puede conseguirse mediante el diseño de medidas que tratasen de influir sobre la relación existente entre el stock de capital y la calidad del medio ambiente. Y también con medidas destinadas al fomento de la investigación

y desarrollo encaminado a tecnologías más limpias y menor consumo de recursos naturales, subvenciones a proyectos de reciclaje y de reducción de emisiones.

Como se observa en la propuesta de Escot & Galindo (1999), existe una preocupación entre los investigadores de los modelos de crecimiento por el papel de la variable ambiental en los procesos productivos y en los factores determinantes del crecimiento económico. Sin embargo, a pesar de que la analítica es cada vez más afinada desde el punto de vista de la realidad económica, las vinculaciones de la actividad productiva, y de la actividad humana en general, con el sistema ambiental, no llegan a precisarse con una profundidad equivalente al cuerpo metodológico de la analítica económica convencional. Así, mientras que los autores citados más arriba han trabajado sobre el problema del desarrollo y las relaciones entre el desarrollo y el medio ambiente, otros científicos de las disciplinas económicas se han preocupado por encontrar la forma de integrar el medio ambiente en el campo económico, considerando de forma explícita las relaciones entre el sector productivo y la calidad ambiental. En esta línea los estudios sobre la vinculación entre sistema socioeconómico y ambiental tienen una importancia crucial. La cuestión a que nos enfrentamos está relacionada con la posición que ha de tener la economía respecto al medio ambiente, sobre si se ha de 'economizar el medio ambiente' (Colby & Sagasti, 1992) como mantiene la comunidad científica de la economía ambiental; o si se ha de 'ecologizar la economía' como sostiene la comunidad científica de la economía ecológica.

Disciplinas científicas: el problema de integración economía-medio ambiente

En este punto es necesario abordar la problemática de la estructura del conocimiento en relación con el concepto amplio de medio ambiente y otros conceptos íntimamente relacionados como es el desarrollo económico. En el tratamiento del medio ambiente confluyen de forma principal dos corrientes disciplinarias notablemente distantes: las tecnociencias ambientales y las ciencias sociales. Hablamos de las tecnociencias ambientales para agrupar un conjunto de ciencias, actualmente conocidas como ciencias ambientales, pero que pueden desagregarse en ciencias como la geología, la biología, y la ecología; junto con un conjunto de técnicas aplicadas al medio biofísico procedentes fundamentalmente de las ingenierías agronómicas y forestales. Por otro lado, dentro de las ciencias sociales encontramos el concurso en la temática ambiental

de las ciencias económicas, sociales, la geografía y el derecho. Tanto las ciencias naturales como las sociales se encuentran afectadas por un problema epistemológico interno que afecta a su capacidad de integración. Tanto las ciencias naturales como las ciencias sociales han sufrido, y aún sufren, las tensiones que surgen entre quienes apuestan por un modelo de ciencia ‘dura’, más conectada con los lenguajes⁴⁸ y sistemas matemáticos, y quienes apuestan por un modelo de ciencia ‘blanda’, más relacionada con procesos descriptivos y análisis de tipo histórico o lógico-formal que suman la racionalidad con las dinámicas de evolución y aprendizaje. Esta es una batalla que viene de muy atrás⁴⁹ y cuyo final tampoco vemos que esté cerca. Samuelson, como economista de referencia de primera magnitud, anima a los economistas a que “intenten por todos los medios mantener la ciencia positiva (de la economía) claramente separada de juicios normativos” y “tan libre como sea humanamente posible de la mancha de pensamientos voluntariosos y cuestiones éticas” (Samuelson & Nordhaus, 1992). Un debate entre visiones, mientras unos ven “la economía como una máquina newtoniana, otros la ven como algo orgánico, adaptativo” (Avenell & Thompson, 1997). Pero, como hemos mencionado, no solamente las ciencias económicas, sino también las ciencias naturales han estado y siguen sometidas a esta polémica epistemológica.

Sin embargo, y a pesar de la importancia de la cuestión que acabamos de tratar, la mayor preocupación que encontramos respecto a estos dos grupos de ciencias se encuentran en la práctica de la integración de sus conocimientos. Esta realidad es en la que el medio ambiente, cuyo concepto clave es la integración, está presentando numerosas dificultades y discordancias tanto en el propio análisis de la realidad como en las bases y métodos de intervención sobre la misma. Sin duda, las disciplinas y las especialidades son importantes para el avance de la ciencia y del conocimiento de la naturaleza, pero debemos tener presente, siguiendo a Dürr (1997a) que “para lograr una interpretación exacta de la naturaleza, es importante que no nos basemos solamente en un análisis cuidadoso de ciertas partes o aspectos de ella, siguiendo el modo fragmentario de nuestra forma de pensar y de realizar la investigación científica.

⁴⁸ Los lenguajes a veces sirven más para separar que para unir; Romer (1999) destaca que la brecha existente entre los académicos que se ocupan del crecimiento y los que se ocupan de la economía del desarrollo es puramente una diferencia metodológica, una diferencia que refleja su afirmación “los del crecimiento hablaban en matemáticas, los del desarrollo hablaban en palabras” (“*the growth guys talked maths, the development guys talked words*”).

Debieran considerarse las propiedades del sistema como un todo, pues el todo es más que la suma de las partes”. Sin duda, una de las cuestiones en donde debe haber mayor consenso científico es en la necesidad de activar mecanismos efectivos de integración del conocimiento. Pero también, probablemente, la integración sea uno de los campos en que menos se ha trabajado desde los gabinetes científicos.

No obstante, siempre hay señales de esperanza en este sentido. Así, podemos destacar que la ecología, como ciencia de la integración⁵⁰, está intentando aportar una conceptualización básica del funcionamiento de los recursos naturales en el marco de la biosfera y del ecosistema, tanto en lo que se refiere a la relación de los organismos con el entorno como en términos de materia, energía, e información. Pero el proceso de integración global no acaba de producirse, porque si nos preguntamos, como Vázquez (2000) “¿aportan las ciencias de la naturaleza informaciones sobre el mundo físico en formatos útiles para ser utilizados como guía de la gestión económica?”, habremos de responder que desafortunadamente no suele ocurrir así. Por otra parte, economistas como Delacámara (2002) han señalado, desde la perspectiva de la economía, las tensiones y limitaciones que produce un estilo de relación interdisciplinar tenso y poco fluido. Como ejemplo de lo expuesto, este autor señala que “tradicionalmente, la economía ha desarrollado una suerte de afecto vírico, destinado a crear anticuerpos, respecto a otras disciplinas del conocimiento como el derecho, la sociología, la geografía o las ciencias naturales. Esta desconfianza (mutua) ha socavado las posibilidades de enfrentar, desde una concepción compleja, una realidad que por definición lo es” Delacámara (2002)⁵¹. Este autor continúa con una reflexión clave sobre el problema de la desterritorialización de la economía, una característica ciertamente perjudicial para las consideraciones económicas del medio ambiente: “lo cierto es que la organización del espacio nunca ha sido una preocupación central de la economía y sus practicantes, inmersos en consideraciones en torno al crecimiento de la producción agregada” (Delacámara, 2002). En esta situación aparece siempre la

⁴⁹ David Hume expresaba ya en 1748 su parecer a este respecto: “la gran ventaja de las ciencias matemáticas sobre las morales consiste en esto, que las ideas de las primeras son siempre claras y determinadas” (citado en Clark *et al.*, 2005). Se hace notar en este punto la amistad personal que David Hume mantenía con Adam Smith.

⁵⁰ La ecología como ciencia también tiene su recorrido a lo largo del tiempo. Ha pasado de verse en los años setenta como un nexo potencial entre las ciencias naturales y las ciencias sociales (ej. Odum, 1975) hasta la actualidad, donde la ecología queda enmarcada básicamente, p.ej en España, como una de las ‘especializaciones’ dentro de las ciencias naturales.

⁵¹ Este autor refleja también los problemas y contradicciones no ya entre las disciplinas científicas, sino dentro de las mismas: “mientras que los economistas normalmente han hecho caso omiso de la geografía económica, una de sus ramas, la economía urbana, siempre se ha visto forzada, por necesidad, a abordar cuestiones espaciales”. Con esta declaración el autor pone sobre

pregunta recurrente “¿cuáles son las metodologías más apropiadas para integrar el conocimiento de las ciencias naturales y sociales?” (Clark *et al.*, 2005); una pregunta⁵² que en este caso se formulan en el desarrollo del programa hilbertiano para la ciencia del sistema Tierra, pero que es una de las preguntas aún por contestar más frecuentes de la literatura científica de la frontera entre estas ciencias.

La segunda cuestión crucial que nos ocupa en este apartado, íntimamente relacionada con la aproximación fragmentaria derivada de la especialización científica, es la manera en que abordamos la forma y esquema de conocimiento que permiten aproximarnos a sistemas complejos como el que conforma la realidad medioambiental. Algo que requiere según Dürr (1997a) “una percepción de la complejidad de los fenómenos naturales para poder juzgar su valor, y también una percepción de la configuración de nuestro conocimiento para discernir los límites de nuestra comprensión y la confiabilidad de nuestra previsión”. Esta forma de aproximación a la realidad se conoce como modelo de conocimiento, esto es, una descripción estructurada⁵³ de un objeto de análisis (Jiliberto, 2001b). En este punto, el debate fundamental se centra sobre qué tipo de modelo de conocimiento puede resultar más adecuado para acercarse a la compleja realidad del medio ambiente. La cuestión que se plantea es si el medio ambiente, orientado a la toma de decisiones, puede tratarse desde el modelo habitual de conocimiento científico racional-determinista, o si se hace necesario otro tipo de modelo. En este sentido, Jiliberto (2001b) señala que el conocimiento sobre el que se fundamentan las decisiones en temas ambientales rara vez es de naturaleza determinista, por lo que se hace preciso disponer de un modelo de conocimiento específico para la formulación de problemas ambientales. Así, propone un modelo que denomina modelo heurístico-contingente de conocimiento⁵⁴, de naturaleza epistemológica no-determinista, y cuyo planteamiento resultaría eficiente para abordar los problemas complejos que se plantean desde la perspectiva del medio ambiente. El modelo contingente adquiere su plena validez dentro de una concepción sistémica, y por tanto a través de un lenguaje sistémico. Los sistemas no están sujetos

la mesa una importante cuestión como es, en parte, el alejamiento de las disciplinas económicas de la realidad territorial o espacial.

⁵² Esta pregunta constituye la número 14, dentro del bloque de ‘cuestiones operacionales’ de este programa hilbertiano.

⁵³ Estructurada implica que existe un orden que preside el modo en que se articula la descripción (Jiliberto, 2001b).

⁵⁴ Siguiendo a Jiliberto (2001b) “entendemos por modelo heurístico-contingente de conocimiento una representación sistemática de un objeto analítico a partir de su conocimiento factual o experiencial y que es efectivo en términos prácticos, es decir, útil para la acción. En este sentido el modelo heurístico es antinómico del racional-científico, pues no responde

como entidades reales, sino que en cada momento del tiempo y del espacio son algo distinto. Razón por la cual en el análisis sistémico no tienen cabida las entidades objetuales (las cosas) que son el eje del conocimiento científico disciplinario. En este sentido conviene recordar la afirmación de Caldwell (1993) sobre el concepto de medio ambiente: “hay una tendencia general a identificar medio ambiente con cosas (incluyendo fuerzas), mientras que realmente el término significa relaciones”. Desde esta perspectiva, los modelos heurístico-contingentes constituyen descripciones (sistémicas) de problemas que surgen en realidades entendidas como constituidas por sistemas irreductibles a un solo lenguaje (Jiliberto, 2001b). Ahora bien, de acuerdo con este autor, la descripción de los problemas desde una perspectiva sistémica no puede olvidar que esa descripción se realiza por parte de un sujeto: “por ejemplo, el sujeto de la política, que puede ser o bien un gobierno, o la acción de un gobierno colegiada con la participación pública, actúa sobre un objeto de política, como puede ser la actividad industrial, o la economía, o la conservación de la naturaleza” (Jiliberto, 2001b). Así, en el caso de las descripciones contingentes-sistémicas, el conocimiento no produce una solución. Esto es, el conocimiento no se constituye en una entidad autónoma y distinguible que emerge, como es el caso del conocimiento determinista-racional –y cuya expresión más visible es la ciencia-. “En la aproximación contingente (...) conocimiento y sistema constituyen un todo estrechamente imbricado” (Jiliberto, 2001b). Siguiendo al autor de referencia, de esta manera, los modelos contingentes describen siempre un problema enmarcado en un contexto decisonal. Esto es, problemas cuya descripción es relevante para tomar decisiones y actuar en consecuencia. En este sentido y como ejemplo, en relación con el problema de la gestión de las aguas subterráneas, Jiliberto (2001b) propone las siguientes fases para la construcción de modelos contingentes: formulación inicial del programa de investigación, análisis del problema epistemológico del planteamiento inicial, modelo descriptivo contingente, factores básicos del modelo y su cualificación, y construcción del modelo.

necesariamente a las reglas de la lógica aristotélica, ni científico-racional, ni a una aproximación analítica-reduccionista en todos sus términos”.

Tres enfoques: economía ambiental, enfoque EBES y economía ecológica

Estas iniciativas de investigación y gestión vienen correspondiendo a la tendencia general de las décadas de los ochenta y noventa en que se hace sentir con más fuerza el criterio por el que deben administrarse los recursos naturales y economizar el medio ambiente; un criterio según el cual el entorno o medio ambiente se considera un recurso frágil que debe ser administrado de manera responsable, en correspondencia con los principios económicos que rigen para asignar factores de producción escasos. Los economistas no van a limitarse a investigar, sino que van a aportar elementos complementarios al crecimiento económico desde una gestión económica y ambiental que tiende a la integración.

En este sentido pueden reseñarse dos esfuerzos prácticos⁵⁵ para integrar, desde finales de los años ochenta, el medio ambiente en las decisiones y gestión de la economía política, especialmente desde la óptica del desarrollo. El primer movimiento científico en esta dirección lo representa la práctica política y técnica a partir de la obra (Pearce, Markandya & Barbier, 1989; Pearce & Turner, 1990; Pearce, Barbier & Markandya, 1990; Barde & Pearce, 1991; Pearce, Barbier, Markandya et al., 1991) de los representantes de la economía ambiental, quienes integran el medio ambiente en el análisis económico neoclásico dentro de la problemática general del desarrollo⁵⁶. Los economistas políticos neoclásicos son la descendencia natural de la tradición de la economía política clásica liberal. El medio ambiente se contempla, de forma dominante, como un proveedor de servicios potenciales para la sociedad humana. Munasinghe (1993) expone los tres principales tipos de servicios ambientales que deben ser protegidos y por tanto incorporados a los procesos de decisión: la provisión de materias primas y espacio como soporte para las actividades humanas; la función de la naturaleza como tanque de absorción y reciclaje (“a menudo sin coste o a un reducido coste para la sociedad”) de los residuos producidos por la actividad económica; y la provisión de otros servicios generales que van desde simples atractivos hasta funciones irremplazables de soporte de la vida (ej. estabilización del clima

⁵⁵ Desde el enfoque del análisis económico neoclásico, dominante en el mundo capitalista; y desde el enfoque de la llamada nueva economía política de Canadá, un ejemplo de tratamiento político práctico integrado desde un enfoque socialdemócrata.

⁵⁶ Aunque la consolidación de la teoría de la economía ambiental y su aplicación se extiende por los países desarrollados en la década de los setenta, su incorporación a la planificación del desarrollo de los países menos avanzados se ha retrasado durante años. Dasgupta & Maler (1991) responsabilizan a los académicos de la economía del desarrollo de haber sido demasiado lentos a la hora de incorporar las cuestiones ambientales en sus análisis. A este respecto, Munasinghe (1993) señala que la incorporación es el resultado del énfasis que empiezan a poner en el medio ambiente por esos años las grandes instituciones de ayuda al desarrollo.

global). En este contexto⁵⁷, la economía ambiental consiste en la aplicación de los principios económicos al estudio de la gestión de los recursos ambientales y de los sistemas de protección ambiental. Así, según Field & Field (2002), se ocupa principalmente del cómo y del porqué de aquellas decisiones individuales que repercuten en el entorno natural, y de cómo pueden modificarse las instituciones y políticas económicas para que dichos efectos respeten en mayor medida los deseos humanos y las necesidades del propio ecosistema. La economía ambiental acepta las premisas básicas de la tradición clásica y neoclásica: individualismo metodológico, preferencias determinadas endógenamente, meta de la riqueza material; pero además decide incorporar específicamente el medio ambiente. Pearce *et al.* (1989) nos muestran el camino que se emprende desde la economía ambiental: “la economía no está separada del medio ambiente en que vivimos (...) existe una interdependencia tanto por la forma en que manejamos los impactos de la economía sobre el medio ambiente como por los impactos de calidad ambiental sobre el funcionamiento de la economía”. La economía ambiental fija con precisión sus objetivos en “valorar correctamente el medio ambiente e integrar esos valores correctos en una política económica” (Pearce *et al.*, 1989). Para ello los economistas ambientales emplearán, entre otros, el análisis coste-beneficio (ACB) para tratar de comparar los beneficios totales de un proyecto con sus costes económicos totales. Dado que muchos bienes y servicios ambientales no tienen precio, se desarrollan diversos métodos (técnicas directas e indirectas) para llevar a cabo correctamente el análisis.

La economía ambiental comparte con sus raíces neoclásicas un supuesto común: la existencia de un método económico de mercado que resulta eficiente para obtener un nivel óptimo de degradación ambiental. Según los criterios de esta escuela, el proceso de internalización de las externalidades consta de cuatro etapas básicas: (1) identificar las externalidades; (2) evaluar los impactos; (3) valoración monetaria; y (4) determinación de los instrumentos de política dirigidos a mitigar o evitar las externalidades negativas (Pantin, 1994). La economía ambiental viene a proponer cuatro categorías de instrumentos de política para mitigar o evitar las externalidades

⁵⁷ Si bien durante finales de los ochenta y principios de los noventa el contexto dominante es el del medio ambiente como proveedor de servicios para la sociedad humana, debemos señalar que hay otros autores que de forma temprana (Odum, 1973; Odum, 1975), y hasta el momento de referencia de principios de los noventa (Costanza, 1991; Folke & Janssen, 1992), que afirman —en contra del planteamiento dominante— que las actividades humanas son parte de un subsistema socioeconómico abierto y dinámico que está dentro de la ecosfera global; poniendo de manifiesto también que el rápido

negativas: (1) acción moral (educación ambiental pública); (2) instrumentos administrativos basados en legislación (prohibiciones, normas técnicas, etc); (3) instrumentos de mercado (impuestos ambientales, incentivos fiscales, permisos de emisión negociables); y (4) acciones públicas en caso de que los peligros o riesgos ambientales sean sustanciales.

Este enfoque de “economizar el medio ambiente” (Colby & Sagasti, 1992), que muestra gran afinidad con los preceptos de la economía ambiental, aboga por la sostenibilidad⁵⁸ basada en la aplicación preferente de instrumentos de mercado y del principio de “quien contamina paga”; en el plan tecnológico se aprecia especial preocupación por la reducción de la contaminación mediante el incremento de la eficiencia energética, el fomento de las fuentes renovables de energía y la estabilización poblacional.

Algunas de las actividades o elementos que más importancia tienen en el sistema productivo, como el comercio internacional, la energía o los ecosistemas, son revisados desde la óptica de la economía ambiental. Una de las aportaciones más señaladas en los primeros años de la década de los noventa tiene que ver con la relación, desde la óptica del comercio internacional, entre los problemas de crecimiento y la calidad ambiental, las presiones o impactos ambientales. Estas relaciones se han tratado de conceptualizar, buscando un modelo que pudiera interpretar los vínculos entre la actividad económica y el medio ambiente. Así, desde principios de los años noventa ha tenido importante repercusión una hipótesis específica sobre las relaciones entre las presiones ambientales y la renta per cápita: la Curva de Kuznets Ambiental (CKA). Según la formulación básica, esta forma de “U invertida” responde a la evolución relativa de los parámetros de presión ambiental respecto de la renta per cápita, como se describe. En un primer estadio la presión ambiental y la renta per cápita se encuentran en niveles bajos y, progresivamente, según se incrementa la renta per cápita, se van incrementando de forma acelerada las presiones ambientales hasta llegar a un punto máximo. A partir de este punto, y de acuerdo con la progresión de la renta per cápita, la presión ambiental se iría reduciendo por lo que mejoraría la situación ambiental.

crecimiento del subsistema en los tiempos modernos ha empezado a superar algunas de las capacidades del ecosistema, tanto local como globalmente.

⁵⁸ Colby & Sagasti (1992) ubican en el enfoque “economizar el medio ambiente” al Informe “Nuestro Futuro Común” (1987) donde la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo presenta el concepto de desarrollo sostenible.

La primera referencia en la literatura científica del término “Curva de Kuznets Ambiental” se encuentra en Panayotou (1993), quien introduce esta terminología por la similitud a la relación con la que Kuznets (1955) sugiere que puede vincularse el nivel de desigualdad y la renta per cápita. Los antecedentes empíricos de los trabajos de Panayotou se encuentran básicamente en los estudios de Grossman & Krueger (1991) sobre datos de concentraciones urbanas de contaminantes atmosféricos en varios países⁵⁹, y en los estudios empíricos de Shafik & Bandyopadhyay (1992), que fueron ampliamente utilizados en el informe *World Development Report* (World Bank, 1992). Con estos antecedentes y su propia fuerza expresiva, la hipótesis de Panatoyou sobre la CKA viene a cobrar una extraordinaria relevancia⁶⁰ en los ámbitos político y científico. Puede señalarse que la CKA ha servido, incluso, para proponer un ingenioso modelo (Munasinghe, 1999) para que los países en desarrollo, usando experiencias y tecnologías avanzadas propias de los países más desarrollados, pudieran pasar mediante un ‘túnel’ desde el primer estadio al estadio final de la curva de Kuznets ambiental.

Sin embargo, y a pesar de su fuerza expresiva, la hipótesis de la CKA está siendo sometida a una importante revisión crítica: ninguno de los contaminantes que se han considerado en la literatura muestra seguir de forma inequívoca la hipótesis de CKA (Eikins, 1997; Bruyn & Heintz, 1999); pero además se han cuestionado las técnicas econométricas utilizadas, que difícilmente permiten derivar la relación de causalidad que supone esta hipótesis (Stern & Common, 2001). La curva de Kuznets ambiental presenta un cierto polimorfismo que refleja la complejidad del comportamiento de las variables ambientales dentro del sistema biofísico, tanto en su vertiente histórica (Arrow *et al.*, 1995) como en el significado de las variables, y por tanto de la necesidad de considerar aproximaciones de presión total como el enfoque energético (Suri & Chapman, 1998). Un polimorfismo que puede poner en cuestión el valor de la aproximación CKA original a la relación entre el desarrollo económico y las presiones ambientales, a lo que se suman las dificultades para justificar de forma teórica esta relación (Roca & Padilla, 2003). Sin embargo, el propio Panayotou, como autor de referencia de este concepto, procede a revisar la literatura científica producida a lo

⁵⁹ Un estudio que se realizaba dentro del contexto de las potenciales implicaciones ambientales del Tratado de Libre Comercio de América del Norte, donde se venía a justificar que “si el mayor comercio internacional producía mayor crecimiento económico para México, también supondría finalmente menor degradación ambiental” (Roca & Padilla, 2003)

⁶⁰ Según Roca & Padilla (2003) “las razones de la gran difusión de la hipótesis seguramente tienen que ver, además de por la asociación con el nombre de un prestigioso economista, con el hecho de que da una perspectiva tranquilizadora, ya que parece

largo de los años sobre esta cuestión para concluir (Panayotou, 2000) que los modelos macroeconómicos generalmente se adaptan bien a los planteamientos originales de la curva de Kuznets ambiental. El vigor conceptual de la hipótesis y su indudable atractivo hacen que la CKA siga teniendo una importante presencia en la literatura científica⁶¹.

A pesar de que la economía ambiental constituye un importante paso en la dirección de integrar el medio ambiente en el análisis económico, y de que los propios economistas ambientales reconocen que existen efectos dinámicos interdependientes entre el medio ambiente y la economía, autores como Gale (1997a) critican que sigue existiendo una práctica de investigación en esferas aisladas y donde se trata de analizar su intersección desde una perspectiva básicamente económica. Este autor critica el resultado final de este procedimiento, en el que ven que la economía ambiental “economiza” el medio ambiente y convierte el mundo natural en una colección de “bienes” y “servicios” sin comercialización ni precio, una colección sobre la que puede colocarse un valor monetario. Gale señala que, con todo, la falta más notable que encuentra en el enfoque de la economía ambiental es que permitiría la destrucción de los ecosistemas disponiendo que hacerlo es “económico”; o sea, que no hay un compromiso fuerte para el mantenimiento de la salud e integridad de los ecosistemas por su propio bien. En este caso, en nuestra opinión, las afirmaciones de Gale tienen un valor limitado, por cuanto las valoraciones monetarias de bienes ambientales o del capital natural no son realizadas únicamente por entidades formadas por economistas ambientales sino también por comunidades científicas que operan bajo un paradigma más ecológico. En este sentido, las aportaciones de Costanza *et al.* (1997) en la dirección de obtener una valoración monetaria⁶² global de los servicios de los ecosistemas mundiales y del capital natural suponen una fundamental aportación, si bien no exenta de duras críticas⁶³ desde la perspectiva científica de diversos ecólogos, como es el caso de Margalef (1998). Quien no solamente considera inaceptable e

que permite conciliar fácilmente las actuales preocupaciones por la “sostenibilidad” con la búsqueda del crecimiento económico como principal guía de la política económica”.

⁶¹ Singularmente en una de las publicaciones de referencia de la escuela de economía ecológica: *Ecological Economics*. Véanse, por ejemplo: Canas *et al.*, 2003; Cole, 2004; Dinda, 2004; Khanna & Plasman, 2004; Dinda, 2005.

⁶² La valoración de Costanza *et al.* (1997) es de 33 trillones de dólares; mientras que otra realizada por el Banco Mundial (World Bank, 1997) estima en una cantidad de 35 trillones de dólares la valoración del capital natural, muy similares, como puede observarse. Para mayor desarrollo véase también Bartelmus (1999).

⁶³ Así, según Margalef (1998): “... por supuesto me parece inaceptable y veo como indeseable la valoración monetaria de los ecosistemas mundiales, recientemente propuesta por Costanza *et al.* (1997). Creo, además, que es monstruosa la propuesta de pagar por el derecho a contaminar...”

indeseable la valoración monetaria de los ecosistemas mundiales, sino que además considera al dinero, desde una perspectiva ecológica, como un agente capaz de influir en los flujos de la biosfera⁶⁴, y con una tendencia a la generación de desigualdades dentro del sistema ampliado que configura el ser humano y su entorno.

El segundo esfuerzo diferenciado (de carácter particular) de principios de los años noventa para analizar la integración del medio ambiente en la economía política está reflejado en trabajos como el de Williams (1992), donde trata de abordar el análisis de la llamada Nueva Economía Política de Canadá (NEPC) promovida por los gobiernos socialdemócratas canadienses. En su artículo, Williams afirma que la transformación conceptual de la nueva política canadiense puede integrar, así como ha sido capaz de integrar exitosamente el sexo y la raza en su marco de referencia teórico, también al medio ambiente. Este análisis es, no obstante, sometido a un análisis crítico por autores como Gale, quien señala que “lo notable es que los socialdemócratas no han tratado de desafiar, ni en la teoría ni en la práctica, el concepto materialista de naturaleza y riqueza, y la teoría del valor del mercado o el Estado que subyace en la NEPC. El resultado ha sido el continuo fomento del crecientismo y la expansión de un sistema de producción eco-hostil” (Gale, 1997a).

De esta manera, Gale viene a exponer que aún en la década de los años noventa “la economía política moderna con su forma liberal o socialista sigue estando fuertemente influida por los escritos y el desarrollo conceptual de los economistas políticos clásicos, a saber, de Smith y Marx”, insistiendo en que los conceptos base de estos autores: concepción materialista de la riqueza, concepción mercantil o estatal del valor, y concepción cornucopia de la naturaleza “no han sido objeto de reflexión crítica por parte de los economistas ambientales o políticos que operan dentro de la tradición de la NEPC”. También Dürr (1997a) se manifiesta en un sentido parecido: “Las teorías económicas abogadas y aplicadas predominantemente en la actualidad (...) ya sean del tipo socialista de economía planificada o del tipo capitalista de economía de libre mercado (...) están basadas en conceptos del siglo XIX”. Al tiempo que se producen estas investigaciones y planteamientos, diversos investigadores y científicos, tanto

⁶⁴ “Un hecho importante es que el instinto del territorio de nuestros más remotos antepasados animales desembocó en el dinero que organiza y desorganiza, a través de nosotros, los flujos de la biosfera y no sabemos bien dónde nos va a llevar” Margalef (1998)

desde la economía como desde la ecología, siguen buscando nuevos enfoques capaces de materializar la integración necesaria de los sistemas económico y ambiental en un marco cada vez más operado por el paradigma emergente de desarrollo sostenible.

La búsqueda de nuevos enfoques para la integración operativa de los conceptos económicos y ambientales tiene un exponente importante en el llamado enfoque basado en los ecosistemas (EBES), un movimiento científico desde una visión más ecológica que intenta proporcionar un punto de partida para llegar a una crítica y una reconstrucción de los conceptos de riqueza, valor y naturaleza, que capte más adecuadamente la realidad ecológica y ambiental. Las bases teóricas del enfoque basado en los ecosistemas (EBES) están presentes en los trabajos de: Hammond (1993), Grumbine (1994), Keiter (1994), Alpert (1995), Stanley (1995) y Wackernagel & Rees (1996). La esencia del enfoque basado en los ecosistemas está en concentrarse en el ecosistema como la unidad de análisis básica, tanto natural como socioecológica, en el reconocimiento de la complejidad, interdependencia e impredecibilidad tanto de los sistemas naturales como de los sociales, así como por su compromiso normativo hacia la calidad e integridad de los sistemas naturales. El enfoque EBES percibe la naturaleza como un espacio de elasticidad limitada y finita, y tanto objeto como sujeto de la actividad humana. La naturaleza es elástica siempre que se produzcan perturbaciones o impactos dentro de un rango natural. Pero además el enfoque EBES insiste en que la naturaleza es finita en su extensión⁶⁵. En este contexto, las nociones de capacidad de carga⁶⁶ y de huella ecológica⁶⁷ desarrolladas por Wackernagel & Rees (1996) son de la mayor importancia. Estos autores han demostrado en su estudio que la mayor parte de las sociedades occidentales exceden ampliamente la capacidad de carga de su territorio, y que por tanto sus huellas ecológicas superan la propia disponibilidad espacial. Como ejemplo se indica que los holandeses usan 15 veces más tierra que la existente dentro de las fronteras políticas de su propio país. Pero, es más, los cálculos de Wackernagel & Rees (1996) sobre huellas ecológicas, en donde comparan el consumo per cápita promedio de las personas en Estados Unidos (5,1 ha/persona), Canadá (4,3

⁶⁵ Diversos autores (Goodland, Daly & El-Serafy, 1991) plantean que el carácter finito del ecosistema global es, precisamente, un argumento contra la posibilidad de un desarrollo económico sostenible a largo plazo, máxime desde un modelo no autolimitativo y especialmente intensivo en el uso de los recursos.

⁶⁶ Se define la capacidad de carga como "la carga máxima (población x impacto per cápita) que puede ser impuesta al medio ambiente de forma segura y persistentemente por las personas" Wackernagel & Rees (1996)

ha/persona) y la India (0,4 ha/persona) permiten visualizar una realidad fundamental: “el concepto de “desarrollo” como la expansión de la producción material en el Tercer Mundo para alcanzar los niveles del Primer Mundo resulta insostenible desde este punto de vista, porque la Tierra sencillamente no cuenta con la capacidad de carga necesaria” Wackernagel & Rees (1996).

Las propuestas del enfoque basado en los ecosistemas tienen un indudable interés, con una influencia que se ha extendido a movimientos ecologistas radicales⁶⁸, aunque también puede tener un cierto encaje en la metodología analítica y operativa económica. Este enfoque EBES se encuentra así en la necesidad de ser efectivamente recogido en alguna formulación de la economía política, como puede ser a través de las tendencias hacia una economía política ecológica.

Así, el enfoque basado en ecosistemas viene a reforzar —desde una perspectiva ecológica fuerte— uno de los movimientos teóricos⁶⁹ que desde finales de la década de los ochenta dinamiza toda una serie de autores (Cobb, Costanza, Daly, Ehrlich) más o menos vinculados a la corriente agrupada en torno a la revista y a la asociación *Ecological Economics*. Esta corriente de pensamiento advierte que el tratamiento de las cuestiones ambientales y de la propia idea de sostenibilidad requieren no sólo retocar, sino ampliar y reformular la idea usual de sistema económico⁷⁰. De esta forma, la economía ecológica toma cuerpo como una respuesta crítica al análisis económico neoclásico, adoptando un modelo de balance material para mostrar la dependencia del proceso económico respecto del medio ambiente, donde este último constituye la

⁶⁷ La huella ecológica, como se verá en el apartado de indicadores de desarrollo sostenible, representa un interesante indicador absoluto de sostenibilidad respecto a una unidad geográfica considerada.

⁶⁸ El enfoque ecológico también ha derivado en aportaciones al movimiento ecológico radical, como el caso del movimiento Ecología Profunda (*The Deep Ecology Movement*) en el que McLaughlin es uno de sus mayores exponentes teóricos. Esta plataforma de ecología profunda, radicalmente ecocéntrica, consta de ocho puntos (McLaughlin, 1997a): 1) el bienestar y el florecimiento de la vida humana y no humana sobre la tierra tienen valor propio; 2) la riqueza y la diversidad de las formas de vida contrinuyen a la materialización de estos valores y también son valores en sí; 3) los seres humanos no tienen derecho a reducir esta riqueza y la diversidad salvo para satisfacer sus necesidades vitales; 4) el florecimiento de la vida y las culturas humanas es compatible con una disminución sustancial de la población humana; 5) la actual intromisión humana en el mundo no humano resulta excesiva y esta situación empeora aceleradamente; 6) las políticas tienen que cambiar, afectan las estructuras económicas, tecnológicas e ideológicas básicas; 7) una transformación ideológica es la que aprecia principalmente la calidad de vida y no la adhesión a un nivel de vida cada vez más elevado; 8) los que aprueben los puntos anteriores tienen la obligación de tratar de efectuar directa o indirectamente los cambios necesarios. Para más detalles sobre el movimiento pueden verse: McLaughlin (1992, 1995, 1997a, 1997b), Pichs (2001).

⁶⁹ Dentro de estos movimientos económicos críticos puede señalarse también el papel de la Fundación Nueva Economía (*New Economy Foundation*), creada a partir de la cumbre económica alternativa celebrada por primera vez en Londres, y en la que el británico James Robertson es uno de los máximos exponentes. Los principios de la Nueva Economía son (Robertson, 1997): 1) habilitador; 2) conservador de la Tierra; 3) descentralizador, global y de multinivel; 4) reconocedor de los factores éticos y políticos; 5) los valores cualitativos; 6) femenina; elementos todos ellos que, de acuerdo con esta orientación, pueden conducir hacia una economía mundial postmoderna.

⁷⁰ Narado (1996) señala en este sentido “que el tratamiento de las cuestiones ambientales ha escindido las filas de los economistas”. Narado, junto con otros autores de la economía ecológica como Martínez Alier, señalan la imposibilidad de

fuelle de insumos materiales y el receptor de los residuos generados en el proceso de extracción, procesamiento y consumo final de los productos. Esta nueva escuela ha sido considerada como un nuevo área interdisciplinar de estudios que se dedica a las relaciones entre los ecosistemas y los sistemas económicos en el sentido más amplio. Autores como Folke & Jansson (1992) vienen a considerar la economía ecológica como un nuevo paradigma emergente.

La principal limitación que los autores de esta escuela⁷¹ advierten en la interpretación que se hace de la sostenibilidad desde la noción usual de sistema económico, proviene de que los objetos que componen esa versión ampliada del stock de capital no son ni homogéneos ni necesariamente sustituibles. Es más, según Daly (1990), se postula que los elementos y sistemas que componen el capital natural se caracterizan más bien por ser complementarios que sustitutivos con respecto al capital producido por el ser humano. Esta limitación está relacionada con la propia limitación física que impone la irreversibilidad de algunos procesos de consumo o deterioro vinculados a la actividad humana: destrucción de ecosistemas, pérdida de suelo fértil, extinción de especies, agotamiento de yacimientos minerales o cambios climáticos. También Ehrlich, desde esta perspectiva de la economía ecológica, señala que en el mundo físico es inviable que el deterioro ocasionado por el propio sistema pueda ser corregido mediante inversiones, explicitando que la propuesta de sustituibilidad entre el capital humano y el natural: “es el simple diagrama de una máquina de movimiento perpetuo, que no puede existir más que en la mente de los economistas” (Ehrlich, 1989).

Daly, como uno de los máximos exponentes de la economía ecológica, señala que existen tres valores en conflicto que requieren acciones o instrumentos de política que los garanticen: (1) la eficiencia económica, que se garantiza con una asignación óptima de recursos; (2) la justicia social, que se asegura con políticas de redistribución del ingreso; y (3) la sostenibilidad, que requiere tener en cuenta las consideraciones acerca de la escala óptima⁷² de utilización del medio ambiente. En lo relacionado con la escala

una internalización convincente de las externalidades, y para ello se basan principalmente en la ausencia de las generaciones futuras en los mercados, aún cuando esos mercados sean ampliados ecológicamente.

⁷¹ En el ámbito del presente trabajo de investigación nos referimos a la ‘economía ecológica’ como una escuela de pensamiento (al igual que consideramos la economía ambiental como escuela), sin entrar en el carácter de paradigma o no que puede estar asociado a esta corriente. Las discusiones sobre el problema de los paradigmas y su interrelación con la sociedad los hemos centrado exclusivamente en el análisis del desarrollo sostenible.

⁷² Probablemente nadie haya dedicado tanta atención a la importancia de la escala económica como Herman Daly (1991), quien utilizaba el siguiente ejemplo para explicar el concepto de escala: la asignación óptima de un recurso es una cosa,

óptima de utilización del medio, este autor plantea cuatro principios operacionales para orientar el objetivo de la sostenibilidad⁷³.

En este contexto básico de la economía ecológica, y siguiendo a Naredo (1996) se plantea “la imposibilidad física de un sistema que arregle internamente el deterioro ocasionado por su propio funcionamiento, invalida también la posibilidad de extender a escala planetaria la idea de que la calidad del medio ambiente esté llamada a mejorar a partir de ciertos niveles de producción y de renta que permitan invertir más en mejoras ambientales”. Este autor refiere que, a pesar de que hay experiencias locales o regionales en que se verifica la compensación del deterioro con las inversiones, pero que globalmente no es posible. No obstante señala como opción posible “rediseñar el sistema para conseguir que utilice más eficientemente los recursos y, en consecuencia, genere menos pérdidas ya sea en forma de residuos o en forma de calidad interna”.

Quienes trabajan en el desarrollo de enfoques de la economía política ecológica, no se han limitado a valorar el enfoque basado en los ecosistemas, sino que han también han planteado (Daly & Cobb, 1994) la importancia que tiene y el papel especial que deben desempeñar las comunidades y las redes de comunidades en este nuevo escenario. Otros investigadores (Root, 1997; Schumacher, 1997; Stott, 1997; Curtis, 2003) participan de esta visión que vincula de manera estrecha el papel de la comunidad en el proceso de cambio que requiere el escenario emergente de desarrollo sostenible. Esta visión se viene acompañando por una práctica de gestión emergente denominada ‘gestión de recursos naturales basada en la comunidad’, y que está teniendo una importante proyección en países en desarrollo: Brasil (Silvano *et al.*, 2005); Bostwana (Swatuk, 2005); o Nepal (Adhikari & Lovett, 2006). Esta postura que va desplazando el centro de gravedad de la gestión hacia la comunidad se basa en el hecho de que las comunidades están ubicadas dentro de los ecosistemas, de que el efecto de las acciones locales en su entorno proporciona una retroalimentación inmediata de los gestores por lo que permite una gestión más adaptativa y, finalmente,

mientras que la escala óptima del sistema económico y las pautas del desarrollo económico en su conjunto en relación con el ecosistema es un problema nítidamente diferente. El problema de la asignación es análogo a situar óptimamente una cantidad concreta de peso en un barquito para cruzar un canal. Una vez que ha sido determinada la situación relativa del peso todavía queda la cuestión de la cantidad de peso absoluto que dicho barquito puede transportar. Esta escala óptima de carga se asemeja a la idea de la línea de flotación. Cuando el agua llega a dicho límite el barco está lleno, es decir, ha llegado a su capacidad de carga máxima o, mejor dicho, a su capacidad de carga máxima segura. Por supuesto, si se sitúa mal el peso, la línea de agua alcanzará dicha línea en breve. Pero en realidad, tan pronto como la carga absoluta se incrementa, el agua alcanzará la capacidad máxima segura incluso para una embarcación cuya carga haya sido repartida de manera óptima. Como señala el autor con ironía sutil, cualquier barco cargado de manera óptima se hundirá sin remedio si tiene demasiado peso.

⁷³ Este aspecto está desarrollado en el capítulo de desarrollo sostenible.

por la posibilidad de crear estructuras más democráticas y participativas en estos niveles organizativos. Gale (1997a) propone un escenario de redes o estructuras de enlace de las diferentes comunidades⁷⁴ de modo que se garantice el mantenimiento de un alto grado de diversidad social y biológica que reemplace la actual tendencia modernista hacia el monoproducción en la producción. Este proceso está originando también una teoría económica ‘eco-local’, una economía del lugar que se centra en los procesos de simbiosis de capital local, en las externalidades positivas y autodesarrollo del comercio local, y en las externalidades negativas del comercio de larga distancia; una teoría económica de la economía social que es distinta, pero compatible, con la economía ecológica (Curtis, 2003). En todo caso, el valor práctico de la comunidad dentro del enfoque de economía política ecológica está en que sea precisamente ésta, situada entre el mercado y el estado, la que funcione como aglutinante e intérprete de las preferencias sociales, y por tanto de los valores que tienen para ella gran parte de los elementos de la naturaleza que no poseen valor de cambio o funcional directo, y que por tanto no siempre son contemplados por los mercados.

Los mercados constituyen uno de los puntos de fricción entre los seguidores de la economía ambiental y de la economía ecológica. Así, autores de la escuela de economía ecológica como Naredo y Martínez Alier señalan la imposibilidad de una “internalización convincente de las externalidades, y para ello se basan principalmente en la ausencia de las generaciones futuras en los mercados actuales, aún cuando estos sean ampliados ecológicamente (Martínez Alier, 1994). Sin duda los mercados constituyen la base fundamental del sistema económico. En este sentido, diversos autores proponen desde que los mercados adquieran un carácter más ambiental hasta que los mercados se enfoquen como instituciones al servicio de la sociedad. Así, Aguilera Klink propone “instituciones como el comercio justo o mercados con precios administrados que penalicen seriamente a los procesos y productos contaminantes – que atentan contra la salud de personas y ecosistemas- en lugar de subsidiarlos como ocurre ahora, son muy necesarias”. Este autor solicita también una revisión conceptual para “deshacer la falacia de que los procesos y productos ecológicos son caros y no competitivos. La verdad es que son los productos no ecológicos los que nos salen más

⁷⁴ Dentro de un sistema global en el que el conocimiento fluya libremente por el sistema, pero en el que la producción sea local en el mayor grado posible.

caros puesto que no incluyen todos los costes sociales y ambientales que generan, recibiendo además cuantiosas subvenciones” (Aguilera, 2001).

A pesar de las numerosas e incluso radicales diferencias existentes entre el enfoque de la economía ambiental y de la economía ecológica, debe aclararse que esta última no renuncia a incorporar soluciones de mercado (Bartelmus, 1999a) ya que “la economía ecológica no excluye, por definición, el uso de los instrumentos de política que propone la economía ambiental para reducir los impactos negativos de la actividad humana sobre el medio” (Pichs, 2001).

Desarrollo sostenible: escenario posible para la integración y práctica económica

Indudablemente, a lo largo de las décadas se han ido produciendo avances metodológicos y científicos acerca del papel de la economía y el medio ambiente, sobre la necesidad de su integración, y sobre la conveniencia de tener a ambos presentes a la hora de formular las políticas y estrategias para el desarrollo. Sin embargo, la realidad económica y especialmente la medioambiental, como hemos visto en el apartado anterior, aún tiene numerosas zonas de sombra. Desde finales la década de los ochenta los organismos internacionales tenían definidos con bastante precisión los problemas ambientales (contaminación ambiental y sobreexplotación de recursos) y sus posibles causas; unos problemas que en el cambio de siglo no se habían corregido: así, la Agencia Europea del Medio Ambiente, reconocía en 1998 que la principal amenaza⁷⁵ para el medio ambiente en Europa consistía en “la sopa de más de 100.000 sustancias químicas a las que los europeos estamos expuestos, como los ftalatos y compuestos organoclorados que actúan como alteradores hormonales”. También en este período reciente un informe conjunto de institutos de investigación de Estados Unidos, Alemania, Holanda y Japón (Adriaanse *et al.*, 1997), estimaba que en los países industrializados se usaba o movía anualmente entre 45 y 85 toneladas de materiales *per capita*, lo que representa una presión insostenible sobre los ecosistemas naturales. Este informe sobre los flujos de recursos adopta la recomendación del Instituto Wuppertal para la ‘desmaterialización’ de las economías de los países desarrollados en un factor de

10, proponiendo un esfuerzo ingente para situar los niveles de consumo en un escenario de sostenibilidad.

La respuesta a los problemas de crecimiento económico y degradación ambiental (contaminación y agotamiento de recursos) se mueven entre posturas que solicitan un compromiso más radical (Dürr, 1997a): “todos los intentos por resolver alguno de estos problemas globales son vanos, creo yo, sin una revisión fundamental de los ahora predominantemente aceptados principios económicos y normas económicas practicadas. Esta revisión parece ser una condición necesaria, aunque no suficiente, para establecer y garantizar la sostenibilidad en todos los niveles”, y posturas más pragmáticas desde una óptica renovadora “el potencial de desarrollo, crecimiento y bienestar de una sociedad no deriva sólo ni de su capacidad de acumulación económica ni de los recursos económicos directamente movilizables en un momento dado del tiempo. Las relaciones sociales, el marco institucional, el potencial de desarrollo coevolutivo, las actitudes colectivas y la estrategia de desarrollo, constituyen piezas básicas para el desarrollo de tales recursos” (Tomás Carpi, 2003a).

En todo caso, lo que se muestra como necesidad es que los avances científicos y metodológicos sean capaces de informar realmente las políticas en un escenario de equilibrio, en una situación objetiva (Daly, 1991) que implicaría dirigirse a un equilibrio de la economía mundial con el ecosistema global existente. La magnitud de los servicios producidos por los ecosistemas globales, equivalentes al producto mundial bruto (Costanza, 1997) nos obligan a reflexionar y a actuar en ese sentido propuesto de la moderación y del equilibrio, cualidades propias de un modelo de desarrollo sostenible.

Así, la pregunta que se formula Dürr (1997a): “¿cómo puede implantarse en la práctica una economía ecológicamente sostenible en nuestros actuales sistemas sociales?” podríamos enlazarla con la respuesta que plantea Tomás: “la política de desarrollo sostenible tiene por objeto hacer compatible la maximización del bienestar material con la sostenibilidad a largo plazo del entorno natural, lo que supone la determinación de trayectorias económicas sometidas a restricciones medioambientales. Estratégicamente la cuestión consiste en determinar y gestionar una senda de evolución

⁷⁵ El problema de las interacciones entre los compuestos químicos de síntesis y el medio ambiente es uno de los problemas más complejos desde el punto de vista científico con que se enfrentan las disciplinas ambientales, un problema que exige nuevos enfoques y un enorme esfuerzo de investigación. En relación con esta cuestión puede verse, p.ej., Prada *et al.* (2003).

social y tecnológica que maximice la tasa de crecimiento del bienestar material durante un período escogido de tiempo, sin que se ponga en cuestión el mantenimiento futuro del nivel de vida alcanzado al final del mismo y la capacidad potencial de la naturaleza para cumplir sus funciones. Por definición, es el objetivo económico el que guía el proceso, siendo las restricciones ecológicas las que determinan los grados de libertad” (Tomás Carpi, 2003a).

1.3 POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTALES

Las políticas públicas ambientales son la respuesta a la conjunción de los dos apartados anteriores: la incorporación del medio ambiente a la agenda política y la preocupación por el desarrollo y por la integración de los sistemas económico y ambiental. En este apartado también vamos a poner de manifiesto la dualidad del instrumento de evaluación ambiental. Por una parte, la evaluación ambiental es el fruto y expresión de una política pública ambiental de tipo preventivo, ya que el procedimiento de evaluación ambiental surge como resultado de una necesidad y de una disposición de los gestores públicos, quienes deciden dotarse de un instrumento capaz de anticipar la repercusión sobre el medio ambiente de las diversas acciones previstas sobre el medio. Pero también la evaluación ambiental constituye un instrumento vinculado a otras políticas públicas, en general más de corte sectorial que horizontal o ambiental, y tiene por misión permitir identificar los impactos potenciales de las políticas sectoriales sobre el medio ambiente. Así, una política pública ambiental preventiva decide dotarse de un conjunto de instrumentos, la evaluación ambiental, para analizar y evaluar otras políticas públicas de carácter sectorial como transportes, energía, construcción, agua.

El ciclo político y su dinámica respecto al medio ambiente

De acuerdo con la literatura sobre la teoría de la decisión (Hoogerwerf, 1993⁷⁶; Noorderhaven, 1995; Subirats, 1994), todo proceso de formulación de políticas públicas pasa por un ciclo que puede componerse a grandes rasgos de: identificación de problemas, formulación de políticas, decisión, implementación y finalmente evaluación. El ciclo político, en versión más sintética, considera cuatro fases: diseño de la agenda, formulación de la política, ejecución (incluyendo la decisión y la implementación) y evaluación. El ciclo político, como esquema operacional del desarrollo de las políticas públicas no responde a una estricta linealidad.

Las fases mencionadas se relacionan de forma secuencial en el orden expuesto, pero también responden a procesos internos de retroalimentación entre ellas. Puede darse también el caso de que alguna de las fases del ciclo esté escasamente desarrollada

o incluso ausente, lo que ocurre habitualmente con la fase inicial y final (evaluación). Además, el ciclo político, como corriente continuada de formación de las políticas y de su implementación, también puede ser observado desde su ámbito geográfico de acción. Desde este enfoque advertimos que la estructura socioeconómica puede dividirse en los niveles: internacional, nacional (macroeconómico), regional y local. La correspondencia entre el ciclo político como secuencia operativa del proceso de toma de decisiones y como espacio geográfico (de internacional a local) en que se materializan esas decisiones, no es sencilla. Aunque las políticas, por lo general, tienen un ámbito nacional o estatal, también pueden definirse políticas regionales o locales. Y algo semejante puede ocurrir con los planes y programas. En esta situación probablemente sólo pueda afirmarse que las políticas nacionales corresponden a una esfera macroeconómica y que los proyectos tienen fundamentalmente una dimensión local o subregional. Desde esta perspectiva, resulta aún más complejo intentar cruzar el espacio conceptual de generación y desarrollo de las políticas (y su expresión a través de planes, programas y proyectos) con el ámbito espacio-sectorial del medio ambiente. Munasinghe (1993) en sus estudios acerca de la incorporación de las cuestiones ambientales en la toma de decisión presenta un esquema gráfico que intenta correlacionar la estructura socioeconómica y el sistema ambiental. Esta correlación intenta poner de manifiesto el espacio que empiezan a ocupar los nuevos instrumentos del análisis económico ambiental en el esfuerzo, aún inacabado- por vincular los métodos analíticos convencionales de la estructura socioeconómica y del medio ambiente, particularmente la evaluación ambiental.

El gráfico de Munasinghe permite visualizar el campo inicial de las políticas ambientales, que se inicia en la parte izquierda de la tabla (integrada por la denominación de 'evaluación ambiental') y que irán pasando a ocupar también el espacio central de la misma (integrado por la denominación 'análisis económico ambiental').

⁷⁶ Hoogerwerf, (1993) *in*: Van den Herik, K.W. (1998)

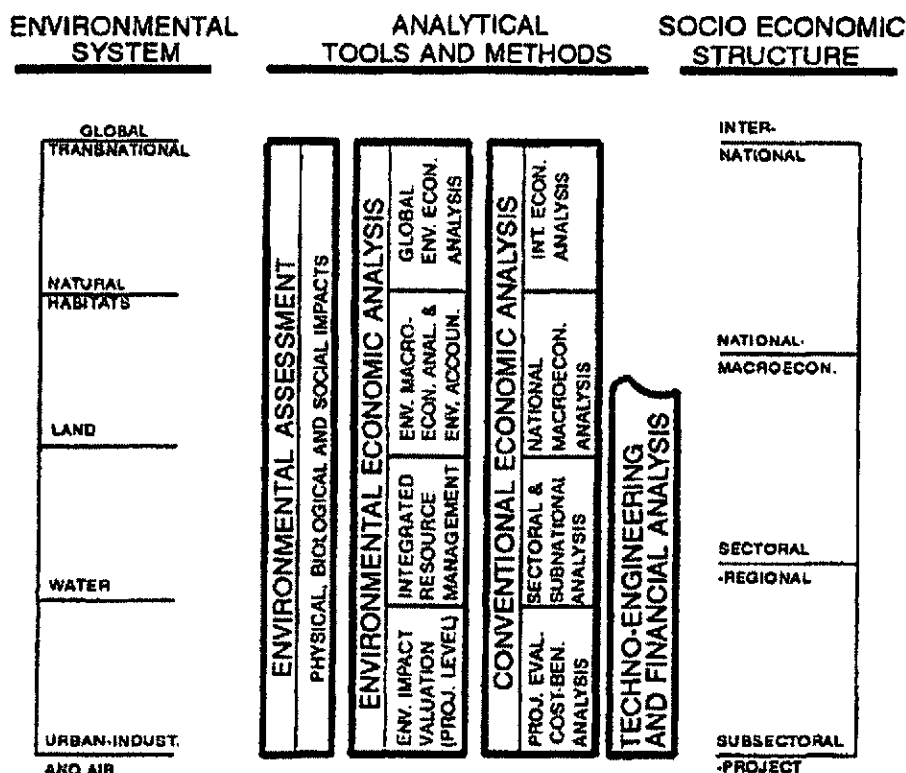


Fig. 1.4. Integración del medio ambiente en la toma de decisiones (Munasinghe, 1993)

Teniendo en cuenta estos antecedentes, y dentro del ámbito de nuestro trabajo, procede describir las distintas fases del ciclo político en relación particular con el contexto medioambiental. Las dos primeras fases, el diseño de la agenda y la formulación de la política, se producen en contextos bastante difusos. Así Oñate *et al.* (2002): “los responsables de las decisiones raramente encuentran la solución que maximiza el bienestar e interés público sopesando alternativas desapasionadamente, sin limitaciones de tiempo, recursos ni acceso a la información. Por contra, los asuntos que alcanzan su atención y son incluidos en la agenda, lo hacen basados en una construcción social de la realidad en la que las percepciones cuentan tanto o más que la realidad misma, y en la que los medios de comunicación juegan casi siempre un papel clave.” Los autores plantean que la primera unidad generadora de las políticas públicas, y por tanto también de las ambientales, raramente se desarrolla en un escenario de plena racionalidad.

La fase de formulación de la política comparte gran parte de las dificultades que hemos visto para la elaboración de la agenda política. La formulación de la política tiene un proceso no formal a través del que se van concretando los contenidos y las

grandes opciones alternativas de fondo relativas a la política en cuestión. Se hace más acusado el papel de técnicos y expertos e incluso el uso de diversos instrumentos de apoyo a la decisión, como son el análisis coste-beneficio, manejo de indicadores, o comparativo de escenarios. No hay duda de que, en todo caso, la acción pública está vinculada con una base tecnocientífica, un conjunto de modelos de conocimiento y paradigmas que representan, para cada corte temporal, la interpretación que la sociedad hace de los fenómenos de su entorno, incluida la propia dinámica de la sociedad. Por esta razón nos encontramos en este punto, desde el punto de vista ambiental, con dos cuestiones cruciales: el enfoque desde perspectivas y métodos distintos del conjunto de las distintas disciplinas científicas que tratan los problemas del medio ambiente, y el proceso por el que se conforma un modelo de conocimiento que dará lugar a la toma de decisiones⁷⁷. El problema de las discordancias entre las diferentes disciplinas científicas (singularmente las ciencias sociales y ciencias naturales) en relación con el medio ambiente es un problema que está relacionado con la falta de aproximación, cooperación e integración de un cuerpo de conocimientos que responden sistemáticamente a unos principios de especialización e incluso de desconexión, entre esas diversas disciplinas. Uno de los limitantes generales más importantes en el estudio y la definición práctica de las políticas públicas se encuentra en las bases del conocimiento de nuestra sociedad. La producción científica es el resultado de un contrato implícito entre la sociedad y la comunidad científica. Un contrato que, durante décadas, ha estado basado en las premisas –fundamentalmente válidas– de que la sociedad invertía en investigación tecnocientífica y que, en respuesta, esta investigación era capaz de devolverle a la sociedad mayores tasas de crecimiento económico y de seguridad nacional (Clark *et al*, 2005). Al margen de las nuevas exigencias⁷⁸ de la sociedad en materia de qué necesita obtener del conocimiento científico, existe un problema acerca de la forma en que la comunidad científica le devuelve a la sociedad sus inversiones, esto es, acerca del conocimiento. El conocimiento acumulado es el resultado de una dinámica compleja, una dinámica a la que contribuyen de forma

⁷⁷ De acuerdo con Subirats (1994), es difícil imaginar la formulación de una política sin un instrumento de análisis del objeto de decisión, por lo menos como soporte discursivo de la misma. De hecho, el papel del modelo de conocimiento es tan determinante que es lo que define en última instancia el papel de la política, el cual carece de una entidad objetiva fuera del modelo cognitivo que le da vida.

⁷⁸ Algunas de las nuevas exigencias de la sociedad respecto a la comunidad tecnocientífica se basan en nuevas demandas de objetivos sociales, como es el caso de la sostenibilidad; pero también se reclama desde la sociedad que las investigaciones se centren –especialmente en el campo del desarrollo sostenible– no tanto en definir y redefinir los problemas sino más en encontrar soluciones prácticas a los problemas (ICSU *et al*, 2002).

decisiva las instituciones académicas. Uno de los problemas críticos, tanto en el análisis como en la conformación de las políticas –y por extensión en gran parte de las actividades humanas- lo constituye el cuerpo del conocimiento científico⁷⁹. Independientemente de los posibles modelos de conocimiento que se apliquen para el análisis y la gestión del dominio conceptual del medio ambiente, en todos ellos encontramos un sujeto que maneja el objeto político ambiental. Este sujeto, en sentido amplio, lo constituyen el conjunto de agentes que participan en el proceso de decisión, y que por tanto configuran, a su vez, un sistema de decisión⁸⁰.

Por su parte, la fase de ejecución del ciclo político incorpora la dimensión operativa, esto es, incluye desde los mandatos legislativos hasta la asignación presupuestaria, pasando por otras operaciones intermedias como: diagnóstico de la situación previa, concreción de objetivos, elección entre opciones, y establecimiento de ámbitos de aplicación concretos. En la práctica supone concretar una política a través de planes, y estos a través de programas que se componen de un conjunto determinado de proyectos⁸¹. En teoría, las políticas, los planes y los programas constituyen una secuencia lógica, en un proceso descendente desde lo abstracto a lo concreto, desde lo general a lo particular. De esta forma, las políticas se desagregarían en planes, los planes en programas y estos últimos en proyectos. No obstante y por lo común, la realidad está bastante alejada de una secuencia lógica. Es frecuente que políticas, planes y programas (PPP) se desarrollen simultáneamente o incluso en orden inverso, o que un mismo nivel organice opciones de su misma categoría⁸². Esta variedad terminológica, o confusión en la práctica, según diversos autores (Oñate *et al.*, 2002), junto con la diversidad de contextos institucionales en que se generan, viene resolviéndose en la literatura de referencia apelando a la terminología ‘PPP’. Un término que representa de forma indiferenciada un conjunto de acciones de políticas

⁷⁹ En el apartado 1.2. anterior se ha desarrollado con mayor profundidad el problema de la integración de la investigación científica y las limitaciones derivadas de esta cuestión.

⁸⁰ De acuerdo con Jiliberto (2001b) “la descripción de un problema en un modelo contingente (...) es realizada por un sujeto. En el marco de una ontología sistémica ese sujeto es también un sistema constituido por un número incontable de subsistemas y a la vez integrado a otros ecosistemas”.

⁸¹ El proyecto es la unidad mínima en que puede dividirse la acción pública (y en general también la privada), y que por tanto debe ser objeto de aprobación formal por la administración responsable. Se caracteriza porque se desarrolla en un lugar geográfico preciso y determinado, porque constituye una unidad funcional (su ejecución garantiza la operatividad completa de la obra o actividad), y porque está sometido a presupuesto y plazos conocidos, concretos y justificados.

⁸² En España, por ejemplo, la política del agua cuenta con un Programa nacional de acción contra la desertificación que incorpora el Plan nacional de restauración hidrológico-forestal y el Plan hidrológico nacional, que a su vez se compone de los planes hidrológicos de cuenca. Los planes pueden responder a muy diferentes categorías temáticas o territoriales, desde un Plan energético nacional hasta un Plan rector de uso y gestión de un espacio protegido o un Plan general de ordenación municipal.

públicas que incorporan una serie de propuestas, principios y fines, objetivos, metas, actuaciones y proyectos. Además, debe tenerse presente que términos como políticas, planes o programas significan diferentes cosas en diferentes países y que su uso depende del contexto político e institucional (Dalal-Clayton & Sadler, 1999).

La última fase del ciclo político es la evaluación. Su capacidad para incidir de forma positiva en el conjunto del ciclo político está relacionada con su capacidad para comprender, analizar y evaluar los elementos fundamentales de la acción política, en cualquiera de sus niveles. La evaluación puede realizarse, en un nivel general o estratégico, mediante el contraste de los principios aplicables y aplicados. La evaluación de las políticas responde a unos criterios de análisis que comparte de forma general con el conjunto de las políticas públicas, como son la eficacia, la ejecutabilidad y la eficiencia. La eficacia es el grado en que la política pública o su norma de referencia sea capaz de ajustarse a los objetivos previstos. La ejecutabilidad está más vinculada a la norma o normas legales que encarnan la política, y se basa en la mayor o menor extensión y efectos de la norma sobre la población o sector objetivo. La eficiencia mide el cumplimiento de los objetivos en el contexto de la minimización de los costes totales. Además del nivel de evaluación estratégico, es preciso alcanzar un nivel de evaluación táctico. Así, para comprender y aprehender la realidad socioeconómica y ambiental se hace necesario el uso de indicadores. Son elementos concretos, estables en el tiempo, definibles, mensurables e intercomparativos que tratan de permitirnos conocer las variaciones espaciotemporales de los fenómenos relativos a las políticas públicas. Los indicadores tienen una función doble; por una parte han de ofrecer un instrumento de evaluación y crítica de las trayectorias que responden a las políticas seguidas, y por otra parte han de proporcionar una guía adecuada al cumplimiento de los objetivos de las políticas públicas. Los indicadores más importantes y conocidos de las políticas públicas se han generado para satisfacer necesidad de conocimiento acerca de cómo evolucionan las variables económicas más representativas. Sin embargo, y a pesar de su extenso uso, muchos de estos indicadores están siendo criticados y revisados en la búsqueda de formas más adecuadas para traducir esquemáticamente la inmensa complejidad de los sistemas socioeconómicos y ambientales. Siguiendo a Tomás Carpi (2003), los indicadores económicos y sistemas de cuentas tradicionales, como el producto nacional bruto, la renta nacional y la renta per cápita, presentan

contradicciones, limitaciones y efectos perversos que los convierten en instrumentos inadecuados tanto para medir el bienestar económico como para guiar una política sensata de desarrollo y bienestar. Además, estos indicadores constituyen un punto de referencia inapropiado para orientar la trayectoria tecnológica y el cambio institucional de acuerdo con los retos y objetivos de nuestro tiempo, llegando a legitimar prácticas sociales y ecológicamente irracionales. Así, según el autor, la necesidad de depurar las cuentas sociales para ofrecer un instrumento de evaluación y crítica de la trayectoria económica actual y de proporcionar una guía más adecuada a los objetivos de la política pública ha llevado a buscar y desarrollar nuevos indicadores⁸³. Sin embargo, y como se ha visto, pesar de su importancia, la fase de evaluación de las políticas suele recibir mucha menos atención que las otras fases. Así Oñate *et al.* (2002) “las razones para este olvido vuelven a estar en relación con el contexto escasamente racional en el que funciona el ciclo político: el éxito es crítico para la reelección o el mantenimiento del *statu quo*, por lo que tienden a evitarse situaciones embarazosas derivadas de una posible evaluación negativa o no enteramente satisfactoria”. Los autores se refieren a la evaluación *ex post* de las políticas, esto es, a la que viene a realizarse una vez que se han materializado el conjunto de actuaciones o proyectos que constituían la política. Probablemente la razón aducida permita explicar en parte la ausencia generalizada de este tipo de evaluaciones. Pero también podemos encontrar otros motivos que justifican la escasa implantación de las evaluaciones políticas *ex post*. Uno de ellos es la duración de los períodos de legislatura, y por tanto de gobierno, establecido un gran número de países en cuatro años. Una duración insuficiente en la mayor parte de los casos⁸⁴ para definir, iniciar, ejecutar y evaluar una política. Otra de las razones puede ser la falta de información de referencia, tanto histórica como de situación actual, de los parámetros o indicadores de la política sectorial. En este punto conviene señalar el problema que existe a la hora de definir los propios indicadores. Otro de los puntos está en la práctica, aún insuficiente, de medición de eficacia y eficiencia de las políticas públicas, a pesar de la existencia de colectivos académicos que en los últimos años

⁸³ El proceso de búsqueda y desarrollo de nuevos indicadores en el escenario de desarrollo sostenible se trata de forma más extensa en el capítulo sobre desarrollo sostenible.

⁸⁴ Por ejemplo, la duración media de las legislaturas en España entre 1977 y 2004 ha sido de tres años y cuatro meses, lo que representa el 84% del tiempo máximo de legislatura (4 años), lo que sumado a los procesos transicionales previos y posteriores a las elecciones supondría un tiempo útil inferior a los tres años.

focalizan sus investigación en este fundamental campo⁸⁵. Finalmente cabe mencionar otra razón, de tipo netamente político, por la que no se efectúan habitualmente evaluaciones de las políticas. Y es que, con una lógica política clara, algunos analistas políticos consideran que el hecho de que los votantes ratifiquen o provoquen un cambio de partido en el gobierno es la forma más clara de evaluación de las políticas desarrolladas por el gobierno en cuestión. Al margen de las consideraciones expuestas, parece claro que, en cualquier caso la evaluación *ex post* de las políticas realizadas puede ser, a pesar de las dificultades a que se ha hecho mención, un sistema razonable de mejora continuada de la acción pública. Sin duda las dificultades presentes deben ser un estímulo para encontrar fórmulas adecuadas, entre las que se encuentran la creación, como se está realizando en algunas áreas, de organismos independientes de control y evaluación de las políticas públicas.

Una vez expuestas brevemente las fases del ciclo político, podemos pasar a revisar la dinámica de relaciones entre el ciclo político y el medio ambiente que está reunida bajo lo que podemos considerar el campo de las políticas y de las decisiones públicas medioambientales; una dinámica que está sometida al juego de un conjunto variable de actores que operan dentro de unos limitantes también variables. Dentro de esta cuestión, y siguiendo básicamente los trabajos de Bacaria & Congleton (1999), se trata de analizar las políticas medioambientales a partir de los actores que intervienen en el proceso de toma de decisiones. Este análisis no busca concentrarse en las propias políticas para buscar la óptima, sino que tiene como objetivo el permitir diseñar instituciones óptimas para la aplicación de estas políticas. Se trata de conseguir que la dinámica de intereses y comportamientos de los distintos actores que intervienen en el proceso de decisión no desvirtúe los fines legítimos y loables de la política medioambiental. “Aunque, como veremos, también a veces hay que interrogarse sobre estos fines, ya que detrás de ellos se esconden intereses que los grupos de presión intentan alcanzar. En política medioambiental, los objetivos e instrumentos no siempre son tan claros y concretos como muchas veces se quiere dar a entender” (Bacaria & Congleton, 1999).

⁸⁵ A este respecto pueden señalarse, entre otros, los trabajos coordinados y dirigidos por Antonio Erias en relación con eficiencia y eficacia de políticas públicas, servicios públicos y actividades productivas: eficiencia hospitalaria (Erias *et al.*, 1998), eficiencia y eficacia de los servicios de protección ambiental de lucha contra incendios (Dopico, 2001), o eficiencia productiva en generación de electricidad de parques eólicos (Iglesias, 2006).

Una vez asumida, de forma general⁸⁶, la necesidad de la intervención pública para la gestión y protección del medio ambiente, y por tanto la necesidad de políticas públicas ambientales, cabe hacerse dos preguntas: ¿cuándo y por qué son necesarias las políticas medioambientales? y ¿quién y cómo debe aplicar las políticas medioambientales?. Estas cuestiones se dan la mano con una fundamental reflexión que ponen sobre el tapete Bacaria & Congleton: “hay que advertir, sin embargo, que la conclusión sobre la necesidad de determinadas políticas medioambientales no puede realizarse independientemente de los incentivos de los agentes que las diseñan y aplican, así como del entorno o comportamiento de los actores a los que van dirigidas las políticas. No hay que olvidar que las políticas las diseñan y aplican las personas, para que tengan efectos sobre las personas. En consecuencia las políticas medioambientales van dirigidas a las personas que actúan sobre el medio ambiente, no van dirigidas a la naturaleza. La naturaleza no necesita políticas, es el ser humano quien las requiere como un sistema de reglas para ordenar las consecuencias de su comportamiento individual sobre un entorno colectivo”.

El cuándo y el por qué de las políticas ambientales debe tener presente que estas políticas realmente son la manera de determinar el uso apropiado que la humanidad hace de los recursos naturales. Lógicamente, el término ‘uso apropiado’ es controvertido y sujeto a opiniones e intereses según las circunstancias económicas y las ventajas comparativas de un uso respecto a otro. Expuesto en términos económicos, las personas no están de acuerdo sobre la manera en que los distintos procesos de transformación, humanos y no humanos, incrementan o disminuyen valor. La falta de acuerdo se sustancia de forma práctica en el hecho de que se deriva la responsabilidad de tomar esas decisiones de política ambiental a los decisores políticos. Los decisores políticos reciben, por delegación, el compromiso y mandato de resolver los desacuerdos sobre los procesos que incrementan o disminuyen valor. Ahora bien, una vez que la legislación ha sido aprobada, su ejecución práctica queda en manos de una cadena de mandos de la organización burocrática en departamentos, servicios, agencias o cualquier estructura de que se haya dotado. En este punto las decisiones quedan al “alcance de una considerable discrecionalidad burocrática y de las efectivas actividades

⁸⁶ Tanto los recursos naturales fijos como los que circulan libremente han sido desde hace tiempo, y en diferentes condiciones, objeto de regulación por parte de los poderes públicos, en gran medida por la razón que Hardin (1968) denomina la tragedia de los comunes: el libre acceso a los recursos naturales, en un espacio de población creciente, tiende a que se sobreexploten.

de los grupos de interés” (Bacaria & Congleton, 1999). En último lugar debemos resaltar la importancia, como acabamos de resaltar en la última observación de los autores de referencia, de los grupos de presión. Grupos más o menos organizados con una identidad de objetivos y un procedimiento común, con el objetivo, explicitado o no, de incidir en las pautas de las políticas ambientales. El papel de los grupos de presión en la generación de los procesos políticos en las democracias occidentales es una cuestión que no ha dejado de preocupar a diferentes investigadores. Algunos de estos autores, como Baker, llegan a atribuir un papel casi exclusivo en la conformación de las políticas a la interacción entre los grupos de presión: “... esta interacción es la que configura la manera en la que las cuestiones llegan a la agenda política, la manera en que las políticas se deciden y el contenido de estas políticas y su posterior aplicación” (Baker, 1996).

En cualquier caso, debemos tener en cuenta que la formulación y ejecución de las políticas, y en particular de la política ambiental, es fuente permanente de conflictos (Aguilar, 1997) porque en ella confluyen actores e intereses enfrentados y, en muchos casos, irreconciliables. Las críticas a los procesos de mercado argumentan que los agentes del sector privado procuran internalizar los beneficios y externalizar los costes siempre que sea posible. Sin embargo, el proceso político también crea externalidades difundiendo los costes y concentrando beneficios (Jones, 1991). De esta forma observamos que la relación entre los distintos agentes que contribuyen a la conformación de las decisiones de políticas públicas ambientales está sometida a fuertes tensiones. Y esto se produce en mayor medida cuando los agentes fundamentales del proceso consideran que el mismo proceso de decisión debe ser fuertemente estructurado y racionalizado y no un proceso de negociación, equilibrio y compromisos entre partes. Una situación que Lukaszewski (1996) ilustra con claridad: “Ejecutivos, científicos, ingenieros y funcionarios que creen que hay soluciones mágicas para aportar absoluta racionalidad a las decisiones ambientales están destinados a vivir vidas infelices”.

Por lo expuesto, debe tenerse presente que en el proceso de toma de decisiones respecto a una nueva política ambiental también conviene valorar la opción de no tomar ninguna decisión. Cuando hablamos de medio ambiente el fallo de mercado aparece como aquella situación en la que la presencia de externalidades de algún tipo

impide a los mercados no regulados alcanzar resultados eficientes y equitativos. Este tipo de fallo tiene mucha importancia porque la calidad ambiental es un bien de naturaleza pública, lo que ha justificado habitualmente la necesidad de intervención pública para corregir este tipo de situaciones⁸⁷. Por otra parte, y siguiendo a Erias (1998), puede señalarse que se han desarrollado construcciones teóricas que ponen de manifiesto que en muchas ocasiones⁸⁸, al igual que existen fallos de mercado, existen también fallos del sector público, es decir, deficiencias originadas por la intervención pública que son tan características, identificables y previsibles como los propios fallos de mercado. También Bleischwitz (2003) expone en este mismo sentido que “hay un amplio acuerdo sobre el hecho de que los fallos de mercado pueden ser compensados por los gobiernos. Desafortunadamente, los gobiernos no están perfectamente equipados para estas tareas. Estas pueden también resultar imperfectas”. Este autor señala que los fallos de gobierno o del sector público pueden ser debidos a déficits de adaptación o de información similares a los fallos del mercado, así como “a la corrupción y crecimiento de la burocracia a expensas de la sociedad de contribuyentes”.

Por estas razones, de acuerdo con Field & Field (2002): “es importante reparar en la existencia de otro tipo de fallo que podría generar ciertos problemas en la aplicación de las políticas públicas. Se denomina fallo del sector público y consiste en que no se puede asumir como regla general que todas y cada una de las políticas ambientales públicas mejorarán la situación que pretenden corregir. El fallo del sector público está relacionado con las inercias y los incentivos sistemáticos que existen en el seno del poder legislativo y de las instituciones reguladoras que, en ocasiones, dificultan la formulación de políticas públicas eficientes y equitativas”. En este sentido, la posibilidad de fallos del sector público puede aconsejar un uso más extendido de los procesos de evaluación *ex ante* de las políticas públicas que pueden tener repercusiones ambientales, e incluso para aquellos casos en que pueden haber una interacción entre fallos del sector público y fallos de mercado⁸⁹, especialmente en un sector tan sensible

⁸⁷ De acuerdo con Bleischwitz (2003) “los mercados son dinámicos y potentes, pero imperfectos. Los mercados funcionan extremadamente bien cuando se trata de proporcionar bienes privados a consumidores tipo bien informados. Pero tienen problemas cuando estas convenientes condiciones no existen o están pendientes de ser fijadas por una autoridad externa”.

⁸⁸ Como afirma Erias (1998) “en la práctica desde finales de la Segunda Guerra Mundial hemos asistido (...) a una especie de ciclo privado-público, demostrándose una predisposición de las sociedades avanzadas a pendular entre períodos de enorme preocupación por la ‘cosa pública’ y etapas de casi absoluta concentración en el interés individual y la actividad privada”.

⁸⁹ A este respecto, puede considerarse el análisis de Jaffe *et al.* (2005) sobre la interacción entre los fallos de mercado asociados con la contaminación en relación con los fallos de mercado asociados a la innovación y difusión de nuevas tecnologías.

de la ‘arquitectura’ del desarrollo sostenible como es la innovación y el cambio tecnológico. El estudio profundo de la interrelación de impactos económicos y ambientales es capaz de aportar claves valiosas a la hora de conducir⁹⁰ las políticas públicas. Los criterios y las técnicas de evaluación que se consideran en las políticas públicas, en general, y en las ambientales, en particular, son tratadas de forma más amplia en los apartados correspondientes de este mismo capítulo.

Sin duda, el fallo del sector público, como se plantea, se convierte en un riesgo cierto de las políticas ambientales. Probablemente el papel de los científicos, especialmente desde las disciplinas de las ciencias sociales, sea cada vez más crucial para estudiar, definir y dar forma a los mejores esquemas de todo el proceso de toma de decisiones. Un papel que se hace cada vez más importante, a juzgar por reflexiones tan críticas sobre el sistema como las que realizan los autores citados en su exposición de los riesgos de fallos del sector público: “A veces tendemos a pensar que el proceso de definición de políticas públicas está protagonizado por individuos racionales y con conciencia social que aspiran a resolver eficientemente ciertos problemas; pero la verdad dista mucho de ser así. En Estados Unidos, por ejemplo, la actividad política es un eterno combate que reúne y enfrenta, en un proceso de conflicto y enfrentamientos, a políticos ambiciosos de poder, grupos de presión representantes de intereses particulares, organismos administrativos con distintas prioridades y otros agentes. El producto de semejante proceso quizá sea diferente al que resultaría de la aplicación de una política pública que fuera racional, que contara con una información completa y que contribuyera al bienestar de la sociedad. Por ello, podríamos afirmar que en ocasiones hay, incluso, circunstancias en las que el resultado del proceso político pudiera ser contraproducente” (Field & Field, 2002).

También ecólogos relevantes como Margalef plantean su preocupación por la operatividad, oportunidad y orientación de las decisiones internacionales que pueden afectar a los bienes públicos. Dentro del análisis y debate de la problemática sobre el uso de las llanuras abisales marítimas como depósitos de residuos, el autor critica con dureza su forma de tratamiento: “dada la extrema actualidad del tema, las presiones que se supone obran en su entorno y el dinero implicado, es de suponer que se va a convertir rápidamente en el centro de estas discusiones internacionales interminables,

⁹⁰ Véase, por ejemplo, el trabajo de Chakrabarti & Mitra (2005) sobre la influencia directa e indirecta de las regulaciones ambientales sobre las industrias de pequeña escala, y la forma en que estas pueden llegar a mejorar la calidad ambiental.

que siempre se orientan hacia reglamentar o controlar, más bien que reducir, los impactos negativos de las actividades humanas sobre la salud de nuestro planeta” (Margalef, 1998). A pesar de las numerosas críticas y dudas razonables planteadas sobre la racionalidad del proceso de decisión y, en general, del ciclo político, lo que parece necesario (Jiliberto, 2001b) es que los actores políticos cuenten al menos con un discurso estructurado (un modelo de conocimiento) que permita la comunicación para la decisión. En este contexto, el abanico de principios disponibles para la elección de las formas políticas y de sus tipos, aportan —cuando se explicitan o cuando se operan coherentemente— una base fuertemente estructurada al discurso político.

Políticas públicas ambientales: principios, normas legales y su fiscalización

Las políticas ambientales se articulan a partir de principios políticos básicos⁹¹. Entre los principios básicos de la política ambiental se encuentran, desde una perspectiva temporal respecto al fenómeno objeto, tres tipos básicos: el de corrección, el de prevención y el de precaución. El principio de corrección, formulado bajo la expresión “quien contamina, paga” está destinado a garantizar la responsabilidad⁹² económica y técnica en la recuperación ambiental por parte del causante de la degradación. A pesar de ser un principio de aplicación amplia, no está exento de numerosas dificultades prácticas y de riesgos, en tanto que algunos procesos que causan daño al medio ambiente pueden ser de muy difícil recuperación. Es un principio de corrección, esto es, que actuaría sobre hechos pasados. Hay que destacar que éste es uno de los principios sobre los que se ha basado la política ambiental de la OCDE y de la Unión Europea, y que se puede considerar que tiene actualmente carácter de derecho internacional. Una derivación más reciente de las políticas correctoras se encuentra, con aplicación fundamental en Europa— en el principio de corrección en la fuente.

En el otro extremo del vector temporal encontramos el principio de precaución⁹³. Un principio originado al parecer en Alemania en los años setenta (Martín, 1999) y que se basa en una postura según la cual para imponer limitaciones a la actividad no es

⁹¹ Principios que se consideran fórmulas operativas simplificadas que son el resultado de la interpretación de un conjunto de valores de nuestra sociedad basados en conceptos como la formulación antropocéntrica del medio ambiente, el valor de conservación de la biodiversidad y, en última instancia el valor fundante del nuevo paradigma de desarrollo sostenible.

⁹² De acuerdo con Martín (1999) en el fondo este principio constituye una simple consecuencia del Principio de Equidad: los costos o perjuicios ambientales de una actuación determinada deben recaer sobre aquél que haya obtenido o haya querido obtener beneficios de la misma, y nunca sobre terceros.

⁹³ Un principio que Arce (2002) denomina de forma muy gráfica: el actuar “por si acaso”.

necesario demostrar los perjuicios de la misma, sino que debe ser el proponente quien demuestre la inexistencia de riesgos para la salud o el medio ambiente. Este es un principio que tiene una polémica aplicación, y que está siendo sometido a discusiones permanentes entre una interpretación ‘fuerte’ del principio, que exige la no realización de acciones o actividades cuando no esté positivamente demostrada su compatibilidad con el medio ambiente o su inocuidad, y una interpretación ‘débil’, más matizada. Encontramos ejemplos de esta polémica en las diferentes posiciones respecto a los productos transgénicos y a muchas novedades científicas y tecnológicas cuyos efectos no se conocen todavía. Para Dorman (2005), quien propone una postura intermedia, “la función de la precaución es tener en cuenta tanto lo que no conocemos como lo que ya sabemos sobre las consecuencias de la actividad humana”. Otra vía complementaria para resolver las dificultades prácticas de aplicación de este principio vienen de mano de la conocida como aproximación “4P” (*Precautionary Polluter Pays Principle*), una propuesta de Costanza & Cornwell (1992), quienes sugieren una combinación del principio de precaución y del principio de quien contamina paga⁹⁴.

Entre los extremos que, respecto al vector temporal, significan los dos principios anteriores, encontramos el principio de prevención. Un principio según el cual es preferible evitar los problemas ambientales antes que tener que solucionarlos. Es un principio más equilibrado, que está representado de forma muy singular por el proceso de evaluación de impacto ambiental⁹⁵. Un instrumento que es el más integral y globalizador, ya que tiene presentes para un gran número de instalaciones, actividades o acciones, todas las formas posibles de contaminación, y todos los elementos del medio ambiente (tanto los biofísicos como los socioeconómicos).

Junto a estos tres importantes principios de las políticas ambientales que hemos situado sobre el vector temporal, podemos destacar, siguiendo a Martín (1999) otros dos principios básicos de la política y la ética ambiental: el principio de equidad, y el principio de información y participación pública. El principio de equidad se formula sobre la base de que cada grupo social tiene derecho a que los beneficios y costes derivados de una actividad se distribuyan equitativamente⁹⁶; un principio que en

⁹⁴ El principio combinado 4P establece la obligatoriedad de demostrar por parte del beneficiario de la actividad la inocuidad de la actividad, y en caso de incertidumbre remanente deben cargarse sobre el proponente los costes para asegurar el bien expuesto, a través de fianzas o instrumentos económicos asimilados.

⁹⁵ Un principio que según Loparena (1998) es en el fondo la razón de ser de la evaluación de impacto ambiental.

⁹⁶ En este sentido, parte fundamental de la propuesta de desarrollo sostenible está basada en un principio de equidad intergeneracional que se suma al intrageneracional propio de la formulación estricta del principio de equidad.

realidad constituye una forma de vinculación directa entre los que podríamos llamar la ética ambiental y los grandes principios morales de la humanidad (Martín, 1999).

En segundo lugar, el principio de información y participación ciudadana responde a la necesidad de aceptar que el público, en el ámbito valorativo, debe poseer la información necesaria sobre la calidad ambiental de su entorno y sobre la repercusión de actividades y proyectos sobre la misma. Por otra parte, puede afirmarse que el seguimiento y la participación del público, y en particular de los sectores potencialmente afectados, parece imprescindible para mejorar la efectividad de los procesos de decisión política.

Estos dos últimos principios tienen rasgos distintivos respecto de los anteriores: tienen en cuenta directamente a la persona, al sujeto y a la vez agente de las políticas ambientales. Una característica de rehumanización del medio ambiente que va configurándose con mayor nitidez a partir de los años noventa. En la conferencia de Río de 1992, en el documento de la Agenda 21, se expone que “una política medioambiental que se concentre principalmente en la conservación y la protección de los recursos, sin considerar el sustento de aquellos que dependen de estos recursos, no tiene probabilidades de triunfo” (CNUMAD, 1992).

A partir de este conjunto de principios, del modelo de conocimiento disponible, y de los objetivos de transformación, los agentes decisores van a poder definir las políticas concretas propuestas. Sin embargo queremos apuntar que los tipos de políticas tienen, en cualquier caso, su reflejo en el cortejo normativo que debe desarrollarlas. También queremos destacar la importancia que tiene el modo propio nacional o regional de relacionarse con su interior (políticas interiores) y con el exterior (políticas exteriores). En este caso, tiene interés, como ejemplo, reflejar cómo la cultura de cada nación o agregado nacional, marca unas pautas respecto a la propia generación, no sólo de las políticas públicas, sino también de su normativa. Como ejemplo, y siguiendo a Díaz Mier & González del Río (1999), observamos las notables diferencias y coincidencias que se observan entre los principios operativos de dos escuelas normativas bien diferentes entre sí como pueden ser la escuela francesa y la anglosajona. La escuela francesa considera la protección del medio ambiente como un objeto de interés general, que por tanto se encuadra en la familia de los derechos humanos, y que por tanto reconoce como prioridad el derecho de las generaciones

futuras. Los siguientes principios de la escuela francesa son: el de prevención, que se traduce en una preferencia por adoptar medidas de carácter previo antes de decidir sobre la elaboración de planes o de ejecutar acciones; el correspondiente al derecho a la información y participación de los ciudadanos; el principio generalmente aceptado, tras amplia discusión en el mundo social, de quien contamina paga; y, por último, el principio de precaución. Por su parte, los autores de la escuela anglosajona resaltan, junto a los principios antes mencionados de prevención, precaución y de quien contamina paga, los relativos a: soberanía de los estados, de buena vecindad y cooperación internacional, de desarrollo sostenible, y la responsabilidad internacional común, si bien diferenciada para cada uno de los agentes.

Junto a la elección o preferencias culturales por los principios políticos, existe un conjunto de decisiones subsiguientes que permiten conformar las políticas públicas ambientales. Para ello puede contarse con el concurso de los sistemas de conocimiento organizado entre el medio ambiente y la economía pueden proporcionar claves importantes: “La economía ambiental desempeña un papel fundamental en el diseño de políticas públicas ambientales” (Field & Field, 2002). La política ambiental abarca una serie de cuestiones estrechamente relacionadas entre sí. En primer lugar está el problema de determinar cuál es el nivel de calidad óptimo al que deberíamos aspirar. Una vez resuelto esto, el siguiente problema es asignar a las partes involucradas la carga asociada a los objetivos de calidad ambiental (o de sostenibilidad) que nos hayamos propuesto. Si son varios los agentes que contaminan (o que pueden causar impactos o situaciones de insostenibilidad), ¿cómo repartimos entre ellos la reducción total del volumen de emisiones? (se presupone que el escenario es de insostenibilidad y por tanto debe procederse a la reducción, un pensamiento que ha variado desde los años setenta en que se pensaba en repartir no la reducción sino las cargas contaminantes, que siempre habría de totalizar una cantidad inferior a los umbrales de riesgo para la salud de las personas). A continuación, tenemos que plantearnos cómo distribuir los costes y beneficios de los programas ambientales, y determinar si esta distribución es la más adecuada (Field & Field, 2002). Pero además de estos aspectos y en relación con ellos, es fundamental elegir el tipo de política pública que se aplica. Los tres tipos más ampliamente reconocidos, según el criterio de forma de aplicación son: políticas descentralizadas; políticas de mandato y control; y políticas de incentivos (impuestos,

subvenciones y permisos de emisión negociables)⁹⁷. A la hora de seleccionar una forma política conviene tener presente no solamente los objetivos perseguidos, sino también el coste que supone obtener esos resultados. Para ello debe procederse a realizar un análisis de rentabilidad (o análisis de eficacia del coste) que permite seleccionar, de entre varios procedimientos alternativos, aquél cuyo coste es menor para alcanzar el objetivo perseguido. Field & Field (2002) exponen como ejemplo un estudio realizado por la Oficina de Evaluación de Tecnologías de los Estados Unidos. Dicho estudio investigó las diversas formas de reducir las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COVs) de los vehículos, que producen *smog*. Los resultados mostraban cuántas toneladas de COV podían reducirse con cada una de las distintas técnicas, encontrando que los valores tenían un alto rango de variaciones, oscilando entre 0,03 y 1,96. Por ejemplo, si se destinase un millón de dólares a reducir la volatilidad de la gasolina, las emisiones de COV disminuirían 65 veces más que si optásemos por destinar esa misma suma de dinero a desarrollar combustibles alternativos. Field & Field plantean que incluso cuando no existe un compromiso público claro de cumplir cierto objetivo, es perfectamente realizar un análisis de este tipo. En muchos casos en que no conocemos la valoración exacta de un objetivo, una vez analizada la eficacia del coste, podemos decir en términos relativos si compensa aplicar alguna de las alternativas con las que contamos.

Por lo normal, las leyes de control de la calidad ambiental o de la contaminación incluyen en su articulado diversas exigencias. Estas pueden obligar a reducir las emisiones o bien a adoptar ciertas tecnologías para controlar la contaminación. Cuando evaluamos este tipo de leyes suele suponerse que las cuantías de las sanciones van a conseguir que se cumplan las exigencias legales. En la práctica, no obstante, casi nunca es así. Las leyes ambientales deben fiscalizarse, porque su cumplimiento debe verificarse de forma solvente. Esta fiscalización, que requiere recursos humanos y económicos, tiene asociado un coste cuantificable. Pero los organismos públicos de fiscalización y control, con unos presupuestos limitados y, frecuentemente, insuficientes incluso para su gestión ordinaria, van a tener complicado el llegar a fiscalizar satisfactoriamente las actividades reguladas y, por tanto, conseguir un grado aceptable de cumplimiento de la norma ambiental. Field & Field (2002), a quienes

⁹⁷ Para mayor información sobre los distintos tipos de políticas puede verse, entre otros, el trabajo de Field & Field (2002). En el apartado 1.2 de este documento se han revisado las políticas ambientales basadas en instrumentos de mercado.

básicamente seguimos en este apartado, analizan un supuesto de fiscalización de una norma relativa a emisiones. El supuesto analiza el recorrido entre el valor de emisiones en el momento actual hasta su valor límite máximo, un proceso gradual de aproximación que responde a una dinámica de reducción por parte de los contaminadores y control por parte de la administración responsable. Así, en un primer momento, el comportamiento voluntario de una parte de los afectados por la norma produce una reducción estimable en el conjunto de las emisiones. Pero si se quiere progresar en esta reducción, ya deben incorporarse las medidas fiscalizadoras. Tanto más necesarias, y por tanto más costosas, cuanto más exigente sea el límite de los nuevos valores de emisión. En esta dinámica llega a definirse el nivel eficiente de emisiones, en el supuesto un valor superior al límite establecido, donde el coste total de reducción de las emisiones está compuesto por los costes de fiscalización más los costes de reducción de las emisiones. De acuerdo con lo expuesto, la magnitud de los costes de fiscalización va a depender del rigor de la norma, de la complejidad técnica de sus determinaciones, y de la gravedad de las sanciones previstas en la ley. El rigor de la norma y la complejidad hacen que sea siempre más costosa la fiscalización de la norma. En cuanto a las sanciones, cuanto más elevadas sean las propuestas, se hará menos costosa su fiscalización. En este punto, Field & Field resaltan la paradoja de que unas multas demasiado elevadas podrían disuadir a los administradores y a los tribunales locales de perseguir a los infractores con todo el rigor de la ley, por temor a las graves consecuencias económicas que ello conllevaría.

Otro interesante ejemplo de los problemas de costes de fiscalización generados por una normativa ambiental nos lo ofrecen Bacaria & Congleton (1999) en su análisis sobre la accesibilidad al monte y conflicto de usos. En el ámbito rural de Cataluña hay una gran parte de la demanda de ocio que se materializa mediante el acceso motorizado en el ámbito rural, lo que origina unas serias externalidades negativas sobre el medio y la población rural. Para reducir este problema, el Parlamento de Cataluña aprobó la Ley de acceso motorizado en el medio rural⁹⁸. En dicha norma se limitan los derechos de circulación de los vehículos⁹⁹ a favor del medio ambiente, de los caminantes, y de los

⁹⁸ Ley 9/1995, de 27 de julio, de regulación del acceso motorizado en el medio natural (DOGC, n. 2082, 2 de agosto de 1995)

⁹⁹ Se prohíbe la circulación de vehículos motorizados campo a través o fuera de las pistas o caminos delimitados a este efecto y por los cortafuegos, las vías forestales y pecuarias, y por el lecho seco de los ríos o por la lámina de agua, los torrentes y todo tipo de corriente de agua. A partir de estos límites los vehículos sólo pueden circular por caminos y pistas aptas para la circulación a la velocidad máxima de 30 km por hora, que se concreta en las pistas o caminos pavimentados de anchura igual o superior a los cuatro metros.

titulares de los terrenos. Los elevados costes de aplicación de la ley surgen porque no se especifican claramente los derechos de propiedad y de uso del espacio natural, por lo que el ámbito de aplicación es demasiado amplio para poder obligar al cumplimiento de las prohibiciones de acceso. A los costos de control se añaden también los de la obligación de asegurar la publicidad de la prohibición, ya que los caminos y pistas objeto de limitaciones y prohibiciones de paso deben estar convenientemente señalizados. En este caso parece evidente que el legislador no ha valorado que en el monte el coste de señalar la prohibición excede el de señalar solamente el acceso permitido. “La ley es ineficiente ya que ha creado un bien colectivo donde había en todo caso un bien público local. Parece que la medida hubiese tenido que ser la contraria, señalar los pocos caminos accesibles y no todos los prohibidos o establecer precios de acceso. Además, empero, puede ser contraproducente si los caminos de menos de cuatro metros se ensanchan con el fin de permitir el paso de vehículos motorizados” (Bacaria & Congleton, 1999).

De acuerdo con lo expuesto, resulta necesario insistir en que existe una creencia bastante generalizada según la cual la aprobación de una ley corregirá automáticamente el problema que ésta trata de resolver. No obstante, para que se cumpla una ley es necesario desarrollar procedimientos e invertir en medios humanos y materiales capaces de trasladar las nuevas exigencias a los agentes afectados. Estos agentes responderán en mayor o menor medida a las nuevas condiciones legales, pero siempre como resultado de un complejo equilibrio de compromisos, estímulos, intereses y riesgos. En este equilibrio pesa mucho la capacidad real de fiscalización que tenga la administración ambiental, ya que cuanto mejor sea la fiscalización mayor va a ser el cumplimiento de la ley. Ahora bien, la capacidad de fiscalización de la administración depende de los costes de fiscalización y de los recursos disponibles para ello. De ahí que los costes de fiscalización sean un factor fundamental de los programas de mejora ambiental y deban ser tenidos en cuenta de manera explícita. Al evaluar las políticas ambientales con el criterio de fiscalización podemos advertir que no tiene sentido adoptar una nueva política o norma ambiental, por muy adecuada que parezca, si resulta imposible o muy costosa su fiscalización. En este caso sería preferible conformarse con una política menos rigurosa, pero más fácil de fiscalizar. De acuerdo con Jones (1991) el papel de los gobiernos debería orientarse a conseguir un suave

funcionamiento del mercado a través de la regulación, de la aportación de información y de la educación. La autora sugiere que la regulación directa debería reservarse para las cuestiones ambientales más difíciles.

Instrumentos de políticas para armonizar sistema productivo y medio ambiente

Como se ha visto en el apartado anterior, la economía ambiental viene a proponer cuatro categorías de instrumentos de política para mitigar o evitar las externalidades negativas: (1) acción moral (educación ambiental pública); (2) instrumentos administrativos basados en legislación (prohibiciones, normas técnicas, etc); (3) instrumentos de mercado (impuestos ambientales, incentivos fiscales, permisos de emisión negociables); y (4) acciones públicas en caso de que los peligros o riesgos ambientales sean sustanciales. Como también hemos observado, a pesar de las numerosas e incluso radicales diferencias existentes entre el enfoque de la economía ambiental y de la economía ecológica, debe aclararse que esta última no renuncia a incorporar soluciones de mercado (Bartelmus, 1999a) ya que “la economía ecológica no excluye, por definición, el uso de los instrumentos de política que propone la economía ambiental para reducir los impactos negativos de la actividad humana sobre el medio” (Pichs, 2001). Más arriba se han descrito las cuatro categorías de instrumentos de política (acción moral, instrumentos administrativos, instrumentos de mercado, y acciones públicas) que propone la economía ambiental para armonizar el sistema productivo y la protección del medio ambiente. De entre ellas, resaltaremos y desarrollaremos en este punto los instrumentos de mercado y, muy especialmente por su interés en el marco de la presente tesis, los instrumentos administrativos.

Entre los instrumentos de mercado (para internalizar las externalidades) más conocidos están los impuestos ambientales y los permisos de emisión negociables. Los impuestos parten de la idea del impuesto pigouviano (Pigou, 1920), según la cual puede introducirse un coste fiscal al contaminador equivalente a la deseconomía externa que genera. Las desventajas de este tipo de impuestos son: las limitaciones existentes para establecer el nivel óptimo de la tasa impositiva, los costos implícitos en este mecanismo fiscal, y las pérdidas productivas de las empresas afectadas. Por su parte, el mecanismo de los permisos de emisión negociables se basa en el Teorema de Coase (1960): tomando como punto de partida una meta de calidad ambiental se procede a definir

dicha meta en términos de emisiones totales permitidas, para después repartir esos permisos de emisión entre los países (dentro de la escala internacional) y de las empresas (dentro de la escala nacional), estableciéndose un mercado en el que los agentes económicos intercambian sus permisos de emisión, de forma que se configura una dinámica de minimización de costos para alcanzar una cierta meta de calidad ambiental. Entre las desventajas de este mecanismo se encuentran: el supuesto de partida que supone la existencia de un clima de competencia perfecta en que todos los agentes económicos tienen el mismo poder para negociar (tanto en la fase de asignación como de mercado); la dificultad de calcular adecuadamente la meta inicial de calidad ambiental; y la complicación técnica de monitorizar el sistema de permisos. Otros instrumentos económicos de protección ambiental que se han revelado como interesantes, especialmente en el campo de las políticas ambientales preventivas (como es el caso de la evaluación ambiental) son las fianzas y los seguros.

Fijaremos ahora nuestra atención en los instrumentos administrativos, ya que constituyen el eje fundamental de las políticas ambientales, esto es de las políticas destinadas a compatibilizar el sistema productivo y la calidad medioambiental. Esta compatibilidad ha sido objeto, como hemos venido viendo, de unas consideraciones distintas, tanto desde las teorías y modelos de crecimiento como de las escuelas económicas, fundamentalmente la escuela de la economía ambiental y la escuela de la economía ecológica. Para presentar el contexto de los instrumentos que animan las políticas ambientales, y muy particularmente las políticas ambientales preventivas, vamos a prescindir parcialmente de las discusiones y diferencias entre los modelos y escuelas, para centrarnos en la observación del conjunto de instrumentos conocidos bajo la denominación genérica de ‘instrumentos de evaluación ambiental’. Unos instrumentos que tienen ya un recorrido histórico (parten de figuras creadas en los años setenta) y que van evolucionando y respondiendo a las nuevas exigencias de las políticas ambientales a lo largo de las décadas, hasta enfrentarse en el presente con la ‘metapolítica’ que constituye el desarrollo sostenible.

La evaluación ambiental, como instrumento de las políticas ambientales preventivas, representa un conjunto de técnicas de evaluación *ex ante* que pueden abarcar todas las fases del ciclo político (agenda política, formulación, implementación y evaluación de las políticas) y todos los niveles del proceso de implementación

(políticas, planes, programas y proyectos). El principio de prevención fue uno de los pilares sobre los que la Comisión Europea sentó las bases de la política ambiental comunitaria. Podemos considerar que la evaluación de impacto ambiental, tal y como viene expresado desde la NEPA estadounidense, es la primera traducción normativa importante del principio de prevención (Martín, 1999). Tradicionalmente la evaluación ambiental se limitó en la práctica a la evaluación de diversos proyectos (aquellos que se entendía podían impactar de forma más notable sobre el sistema ambiental), para después irse ampliando a los niveles superiores (políticas, planes y programas). Probablemente, uno de los retos más importantes para la evaluación ambiental (que para ello deberá empezar por ampliar su determinación de ‘ambiental’ hacia ‘de la sostenibilidad’) podrá irse cumpliendo en la medida en que se incorpore también al resto de las fases del ciclo político. En estas notas vamos a repasar las funciones reales o potenciales de estos instrumentos tanto en las fases del ciclo político como en los niveles correspondientes a la fase de ejecución de las políticas.

Teniendo en cuenta estos antecedentes, y dentro del ámbito de nuestro trabajo, procede describir las cuatro fases del ciclo político en relación con el contexto de la evaluación ambiental. Las dos primeras fases, el diseño de la agenda y la formulación de la política, se producen en contextos que, desde un punto de vista metodológico, dificultan su evaluación ambiental, ya que son procesos bastante informalizados y muy influenciados por los medios de comunicación (Oñate *et al.*, 2002). Estos autores señalan además que estos procesos raramente se desarrollan en un escenario de plena racionalidad, y por tanto dificultan el que pudieran acomodarse las técnicas de evaluación ambiental. Esta crítica tiene antecedentes casi históricos vinculados a la propia evaluación de impacto ambiental. Así Fairfax (1978) plantea a finales de los años setenta que, en su opinión, el procedimiento de evaluación ambiental asume -de forma equivocada- que existe un proceso estructurado y con información perfecta que llega a un gestor (*decision-maker*), quien es capaz de evaluar todas las consideraciones técnicas, económicas y ambientales hasta llegar a definir el uso óptimo de los recursos. Es más, Fairfax plantea que las decisiones se llevan a cabo de forma incremental, con información imperfecta, y que por tanto es costoso y poco útil usar recursos de gestión y analíticos de esa manera. Probablemente Fairfax estuviera en lo correcto al advertir del riesgo que entrañaba aplicar instrumentos fuertemente racionalizados en un

contexto operativo no tan racionalizado. En realidad, y a pesar de que hay un consenso generalizado acerca de la necesidad de que los procesos de evaluación ambiental aparezcan en las etapas más tempranas del ciclo político, como la definición de las agendas y la formulación de las políticas, lo cierto es que está siendo complicado encontrar instrumentos de evaluación estratégica adaptados a estos procesos. Así Oñate *et al.* (2002): “parece fundamental buscar puntos de encuentro entre la evaluación ambiental estratégica y los procesos de decisión, aprovechando los procedimientos de planificación existentes para promover la traslación de sus conclusiones al diseño de la política, plan o programa. Por medio de campañas de formación, grupos de trabajo, casos prácticos, inclusión de los efectos socioeconómicos positivos, etc., se trataría de hacer ver que el papel de la evaluación ambiental estratégica como control de calidad, no sólo no interfiere en el papel político de los altos cargos y técnicos, sino que éstos pueden ver facilitada su tarea, mejorando sus realizaciones”. Una afirmación sobre el valor de la evaluación ambiental de las políticas que Pardo (2002) remarca: “lo más interesante de la evaluación ambiental de políticas, es que implica un enfoque más amplio que el del mero control; suponen una oportunidad para establecer una nueva praxis de conservación y desarrollo, ya que de una manera u otra sitúan en el centro del debate los objetivos y consecuencias de los modelos de desarrollo.”

La fase de formulación de la política comparte, en el contexto de la evaluación ambiental, gran parte de las dificultades que hemos visto para la elaboración de la agenda política. La formulación de la política tiene un proceso no formal a través del que se van concretando los contenidos y las grandes opciones alternativas de fondo relativas a la política en cuestión. Se hace más acusado el papel de técnicos y expertos e incluso el uso de diversos instrumentos de apoyo a la decisión, como son el análisis coste-beneficio, manejo de indicadores, o comparativo de escenarios. La formulación de la política puede realizarse a través de un acto normativo fuerte, como es la elaboración de una ley, o a través de actos normativos más débiles, como pueden ser niveles jurídicos inferiores (reglamentos o decretos). La evaluación ambiental tanto de la conformación tanto de las iniciativas legislativas como de las políticas (en sentido amplio) comparte las dificultades que se han destacado para las fases anteriores del ciclo político. La evaluación ambiental, como instrumento de apoyo a la decisión

podría permitir una temprana incorporación de la evaluación estratégica en las fases iniciales en que se generan las políticas.

La fase de ejecución del ciclo político incorpora la dimensión operativa, esto es, incluye desde los mandatos legislativos hasta la asignación presupuestaria, pasando por otras operaciones intermedias como: diagnóstico de la situación previa, concreción de objetivos, elección entre opciones, y establecimiento de ámbitos de aplicación concretos. En la práctica supone concretar una política a través de planes, y estos a través de programas que se componen de un conjunto determinado de proyectos¹⁰⁰. En teoría, las políticas, los planes y los programas constituyen una secuencia lógica, en un proceso descendente desde lo abstracto a lo concreto, desde lo general a lo particular. De esta forma, las políticas se desagregarían en planes, los planes en programas y estos últimos en proyectos. No obstante y por lo común, la realidad está bastante alejada de una secuencia lógica. Es frecuente que políticas, planes y programas (PPP) se desarrollen simultáneamente o incluso en orden inverso, o que un mismo nivel organice opciones de su misma categoría. La evaluación ambiental, en su vertiente estratégica, se realiza sobre planes y programas, que son ámbitos técnicos mejor definidos y por tanto en los que es más fácil de integrar la evaluación ambiental. Oñate *et al.* (2002), dentro del análisis de los modelos metodológicos existentes para evaluación de políticas y PPP¹⁰¹ de nivel alto, señala como inconvenientes que pueden dar lugar a evaluaciones superficiales o justificativas. Por otra parte, la evaluación ambiental, en su vertiente táctica o de proyecto, se realiza a través del conocido procedimiento de evaluación de impacto ambiental.

La última fase del ciclo político es la evaluación. Una fase que, a pesar de su importancia, suele recibir mucha menos atención que las otras. Así Oñate *et al.* (2002) y respecto a los agentes políticos: “el éxito es crítico para la reelección o el mantenimiento del *statu quo*, por lo que tienden a evitarse situaciones embarazosas derivadas de una posible evaluación negativa o no enteramente satisfactoria”. La evaluación de las políticas ambientales responde a unos criterios de análisis que comparte de forma general con el conjunto de las políticas públicas, como son la

¹⁰⁰ El proyecto es la unidad mínima en que puede dividirse la acción pública (y en general también la privada), y que por tanto debe ser objeto de aprobación formal por la administración responsable. Se caracteriza porque se desarrolla en un lugar geográfico preciso y determinado, porque constituye una unidad funcional (su ejecución garantiza la operatividad completa de la obra o actividad), y porque está sometido a presupuesto y plazos conocidos, concretos y justificados.

¹⁰¹ PPP: políticas-planes-programas

eficacia, la ejecutabilidad y la eficiencia. Pero además, las políticas ambientales o políticas para la sostenibilidad, deben incorporar otros criterios de evaluación complementarios como son la equidad, la justicia ambiental, los incentivos para mejoras a largo plazo, su fiscalización y determinadas consideraciones éticas. Así, Field & Field (2002) plantean que la evaluación de las políticas ambientales debe atender a los siguientes criterios: si es eficiente, si es justa, si ofrece a los afectados incentivos para buscar mejores soluciones al problema, si es fiscalizable, y si responde a ciertos principios éticos. En el contexto de las políticas ambientales se entiende por eficiencia la minimización de los costes totales, incluyendo los de reducción de la contaminación y los daños ambientales. Una política ambiental será tanto más eficiente cuanto más se aproximen sus resultados al punto en el que el coste marginal de reducción¹⁰² coincide con el daño marginal. En este sentido, los recursos empleados para reducir la contaminación o para mejorar la calidad ambiental deben ser usados de tal manera que logren el mayor éxito posible. Este criterio tiene valor general, pero se hace aún más necesario en las economías menos desarrolladas y en los países industrializados durante épocas de recesión o estancamiento económico. En ambos casos los ciudadanos cuentan con menos recursos que destinar a programas ambientales y no pueden permitirse el lujo de apoyar políticas ambientales que no sean eficientes. La equidad es otro de los criterios importantes a la hora de evaluar las políticas ambientales. Es un concepto que está relacionado con la ética y con el interés por la distribución de los beneficios y de los costes de las mejoras ambientales entre todos los miembros de la sociedad¹⁰³. Por otra parte, en el contexto actual de globalización de la actividad económica y de la transferencia de contaminantes de unas regiones a otras, la equidad se convierte también en una preocupación de primer orden a la hora de definir las políticas ambientales internacionales. El tercer criterio planteado por Field & Field (2002) para evaluar las políticas ambientales son los incentivos para las mejoras a largo plazo. Si bien la casi totalidad de las políticas ambientales están generadas y definidas por el sector público, también es cierto que el valor, influencia y duración de esas políticas dependen de la intensidad en que sean capaces de modificar el

¹⁰² Expresado como función de las emisiones, vertidos, generación de residuos, etc... o respecto a la calidad ambiental

¹⁰³ En este ámbito se está desarrollando en Estados Unidos lo que se ha dado en llamar movimiento por la justicia ambiental. Un movimiento que se origina por la preocupación de que las personas con menor renta y diversas minorías étnicas estén expuestas en mayor grado a la acción de los contaminantes, tanto fuera del hogar como dentro del mismo y del lugar de trabajo. La EPA (*Environmental Protection Agency*) ha sugerido completar los análisis realizados antes de implantar una

comportamiento de los agentes económicos (productores y consumidores). De esta manera, un criterio muy importante para la evaluación de las políticas ambientales consiste en comprobar en qué medida éstas ofrecen a los individuos y a las empresas incentivos que les estimulen a descubrir procedimientos innovadores para reducir el impacto de sus actividades sobre el medio ambiente. Si nos centramos exclusivamente en las funciones de daño y coste de la reducción del análisis tradicional sólo llegamos a definir el nivel eficiente de emisión que corresponde a un momento dado. Pero en el largo plazo, especialmente en el escenario emergente de desarrollo sostenible, es importante desplazar hacia abajo estas funciones, especialmente la de coste marginal de reducción. Esta reducción de costes, es decir, este abaratamiento de la reducción de las emisiones, es el que permitirá fijar metas de calidad ambiental más ambiciosas. Pero esta reducción de costes sólo es posible como fruto del progreso tecnológico. Un progreso que debe estar apoyados por programas de investigación, desarrollo e innovación (I+D+i), de la educación y formación de las personas, de modo que estén motivadas y capacitadas para trabajar y resolver los problemas de manera más eficaz. De esta forma, la evaluación de una política ambiental debe considerar los incentivos que se ofrezcan al sistema productivo para reducir las emisiones contaminantes y mejorar la calidad ambiental. Otro de los criterios de evaluación de políticas ambientales que consideramos es el grado en que el cumplimiento de la misma es fiscalizable, esto es, la medida en que podemos controlar el resultado de la misma (un aspecto que hemos tratado en detalle en el apartado anterior). El último criterio, y con esto no el menos importante, que tenemos en cuenta para la evaluación de las políticas ambientales, son las consideraciones éticas. Son consideraciones importantes, pero complejas, ya que afectan a elementos sobre los que es difícil establecer un consenso e incluso, a veces, no disponemos ni de respuestas satisfactorias. En cualquier caso, son consideraciones que vienen a enriquecer el proceso complejo de evaluación de la toma de decisiones políticas. Field & Field (2002) exponen dos ejemplos acerca de las consideraciones éticas. Uno de ellos, probablemente menos controvertido, plantea en qué medida deben repartirse entre las distintas naciones los esfuerzos a la hora de limitar las emisiones y soportar los costes de las emisiones de gases de efecto invernadero. El otro ejemplo, de mayor complejidad ética, plantea cómo para reducir

determinada regulación ambiental con un análisis demográfico de distribución, es decir, un análisis que muestre la forma en la que se distribuyen los beneficios y los costes totales de la regulación entre los diversos colectivos.

las emisiones contaminantes pueden utilizarse impuestos sobre las emisiones o subvenciones para la reducción de las mismas. En ambos casos se trata de políticas de incentivos económicos que podrían llegar a alcanzar en mayor o menor grado los mismos resultados respecto a un caso de contaminación. Si se establecen impuestos sobre las emisiones, la carga económica se distribuye proporcionalmente a la contaminación que emite cada una de las industrias. Es un sistema razonablemente justo, aunque en algunos casos la sobrecarga fiscal pueda limitar la capacidad de las propias industrias para invertir en mejoras tecnológicas o incluso poner en riesgo la propia viabilidad industrial; aspectos que pueden poner en riesgo los objetivos de calidad ambiental perseguidos. La otra alternativa es la subvención a las industrias contaminantes, un sistema que podría tener un resultado de mejora de la calidad ambiental a más corto plazo. Pero, desde una perspectiva ética, podría criticarse que se recompense a los causantes de un problema por dejar de causarlo. Es más, las mayores cuantías de las subvenciones irían a parar a los mayores contaminadores, lo que podría desincentivar a aquellas industrias que ya hubieran emprendido inversiones para reducir sus emisiones. Este escenario complejo de decisión, que no toca resolver en este momento, es un buen ejemplo de cómo la perspectiva ética también aporta criterios importantes a la evaluación de las políticas ambientales.

Al margen de las consideraciones expuestas, parece claro que, en cualquier caso la evaluación *ex post* de las políticas realizadas puede ser, a pesar de las dificultades a que se ha hecho mención, un sistema razonable de mejora continuada de la acción pública. Sin duda las dificultades presentes deben ser un estímulo para encontrar fórmulas adecuadas, entre las que se encuentran la creación, como se está realizando en algunas áreas, de organismos independientes de control y evaluación de las políticas públicas.

A partir de lo expuesto podemos exponer que las políticas públicas ambientales preventivas siguen siendo la clave básica para las políticas de protección ambiental, incluso en el nuevo escenario orientado hacia el desarrollo sostenible. Estas políticas precisan de instrumentos adecuados, instrumentos que tienen que responder, entre otros, a dos funciones críticas: una función integradora e integral, tanto en cuanto a los niveles del ciclo político (de políticas a proyectos) que deben analizarse de forma integrada, como en cuanto al objeto de la evaluación, esto es el medio ambiente (en

versión integral), esto es el medio socioeconómico y el medio biofísico tratados de forma conjunta y equilibrada. La segunda gran función que deben tener los instrumentos de las políticas ambientales es una orientación hacia la sostenibilidad, o mejor dicho, que sean capaces de ir en dirección e informar adecuadamente el proceso transicional hacia el desarrollo sostenible, e incluso potenciar y contribuir, como plantea Bartelmus (1999a) a que el paradigma de desarrollo sostenible se convierta en la solución para integrar las políticas ambientales y socioeconómicas.

CAPITULO 2. EVALUACIÓN AMBIENTAL: ORIGEN Y EVOLUCIÓN

En el presente capítulo intentamos enmarcar, exponer y analizar los orígenes de este vasto campo que forma actualmente el conjunto de instrumentos de las políticas ambientales preventivas. Un conjunto de instrumentos, tanto primarios como secundarios, que configuran lo que denominamos evaluación ambiental. Unos instrumentos que tienen en común la función final de evaluar, desde una perspectiva fundamentalmente ambiental, diversos niveles de actuación: políticas, programas, proyectos, e incluso procesos o productos. Y también un conjunto de elementos cuyo origen se relaciona, directa o indirectamente, con el procedimiento de evaluación de impacto ambiental que deriva de la Ley NEPA. Todo ello sin restar importancia a la cuestión clave de esta tesis, como es el papel de la evaluación ambiental y el desarrollo sostenible: “el deseo de alcanzar el desarrollo sostenible se ha convertido en una importante justificación de la evaluación ambiental” (Piper, 2002).

En el primer apartado de este capítulo planteamos una introducción al concepto y elementos relacionados con la evaluación ambiental. Definimos ‘evaluación ambiental’ a los efectos de este trabajo e incluimos la clasificación funcional de los componentes de este término. Procedemos después a describir la dimensión científica de la evaluación ambiental, una dimensión que presenta numerosas dificultades relacionadas con la interdisciplinariedad de este proceso. Finalmente se realiza un recorrido sobre las diferentes corrientes metodológicas, tanto cualitativas como cuantitativas, que se dan en los procesos de evaluación ambiental.

En el segundo apartado de este capítulo nos detenemos de forma muy especial en la *National Environmental Policy Act*, conocida simplemente como NEPA. Una ley federal de los Estados Unidos que en 1970 viene a sentar las bases y definir los instrumentos más conspicuos de las políticas ambientales preventivas. En este capítulo situamos el microscopio sobre NEPA porque este marco legislativo contiene muchas de las claves fundamentales del planteamiento de la presente tesis. Por esta razón no solamente profundizamos en el texto original de la misma sino que desplegamos su evolución histórica, dentro del horizonte geográfico de los Estados Unidos, hasta prácticamente nuestros días. Como se verá, gran parte de la exposición de NEPA trata más del

procedimiento de evaluación de impacto ambiental que de la propia política ambiental preventiva.

En el tercer apartado desarrollamos la definición y componentes de la evaluación ambiental, con el fin de ofrecer una visión con perspectiva evolutiva que permita completar, aportando un corte temporal del tiempo presente, el histórico desarrollado en los apartados anteriores. En este apartado reducimos en gran medida el tratamiento de la evaluación de impacto ambiental (EIA) y de la evaluación ambiental estratégica (EAE), ya que serán tratados en capítulos. Una vez definidos los componentes, procedemos a establecer el marco dinámico de los agentes que participan en la evaluación ambiental. Posteriormente tratamos dos cuestiones relacionadas. La primera de ellas es la medida en que el conjunto de instrumentos y procedimientos científicos, técnicos y administrativos de la evaluación ambiental responden a un proceso que podríamos calificar de evolutivo, partiendo de una forma originaria que va siendo sometida a cambios, y en la que se incorporan nuevos instrumentos que proceden, más netamente, del campo metodológico de las ciencias naturales o experimentales, y de las ciencias sociales, especialmente de las ciencias económicas. La segunda cuestión que planteamos es en qué manera y medida podemos considerar que ese conjunto de instrumentos, que han evolucionado y mutado a lo largo de los últimos treinta y cinco años, configuran o no actualmente un espacio sistémico o un sistema. Finalmente, procedemos a exponer y analizar las tendencias y retos de la evaluación ambiental, en particular referidos al desarrollo sostenible.

2.1 INTRODUCCIÓN A LA EVALUACIÓN AMBIENTAL

Los instrumentos de que se dispone para dar forma a las políticas públicas preventivas son numerosos. Junto a los dos más importantes, la evaluación de impacto ambiental (EIA) y la evaluación ambiental estratégica (EAE), existen y están surgiendo a cada momento otros como: evaluación de impacto socio-económico, evaluación de impacto sobre la salud, evaluación de impacto social, evaluación de impacto ecológico, evaluación de impacto sobre el clima, evaluación de tecnologías, análisis coste-beneficio social, análisis de riesgos, análisis de ciclo de vida, análisis de sostenibilidad, evaluación integrada, evaluación de la sostenibilidad, por citar solamente una parte de todos ellos. Hay, como señala Glasson *et al.* (2005) “una explosión semántica que requiere una cierta clarificación”. Este es el objetivo principal que se persigue en este apartado.

Evaluación ambiental: término genérico para un conjunto de instrumentos

Todos los instrumentos que tienen relación con la implementación de las políticas públicas responden a alguno de los tres órdenes funcionales siguientes: el análisis, la evaluación y la planificación. En este apartado vamos a centrarnos en los dos primeros, puesto que responden a unas pautas metodológicas ciertamente bien definidas y tienen una mayor relación con el enfoque de esta tesis¹⁰⁴. El tercero de ellos, los instrumentos de planificación, pueden encontrarse entre una función instrumental y objetiva, como son: planificación territorial y sectorial, planificación orientada a objetivos, y planificación estratégica; pero formarían parte más bien del resultado que pretende obtenerse con la evaluación ambiental que de la misma, razón por la que no serán desarrollados en este apartado.

Si nos basamos en los fundamentos metodológicos y en los objetivos de los distintos instrumentos de análisis y evaluación que hemos ido citando a lo largo del texto, podemos establecer dos clasificaciones distintas. Por una parte la de aquellos instrumentos cuya base metodológica es de carácter analítico y por otra parte los de

¹⁰⁴ Las funciones de planificación están relacionadas con las prácticas de análisis y de evaluación –y en ese sentido van a ser consideradas y contempladas–, aunque por razones de enfoque de la presente tesis no van a ser consideradas de forma individualizada y específica, ya que su tronco metodológico y conceptual no es el objeto de la presente investigación.

carácter evaluativo, independientemente de que su objetivo final sea o no de tipo ambiental¹⁰⁵. La metodología de carácter analítico investiga y expresa relaciones entre diversos elementos, y por tanto presenta un carácter fuertemente cuantitativo, pudiendo poner como ejemplo: el análisis coste-beneficio (incluyendo su ampliación análisis coste-beneficio social), el análisis de riesgos (para la salud humana, para los ecosistemas o para los bienes), o el análisis del ciclo de vida (ACV), entre otros.

Por otra parte tenemos los métodos de evaluación, considerados en su contexto general y definidos por Voogd (1983) como: “procedimientos y técnicas que ayudan al planificador a, tan objetivamente como sea posible, inventariar, clasificar y manejar convenientemente la información necesaria para una elección, de manera que los diversos participantes de un proceso planificador sean capaces de hacer la elección de la manera más responsable”. Métodos cuya función está sometida a exigencias. Como exponen Nilsson *et al.* (2005) la mayor parte de la literatura científica coincide en señalar tres propiedades básicas que deben tener los métodos de evaluación para ser efectivos: aplicabilidad política, validez/credibilidad científica, y legitimidad. Además, la metodología de carácter evaluativo es de tipo predictivo, ya que pretende establecer la posible interacción entre una acción y un medio dado –material o inmaterial. Dentro de éstas, la metodología de evaluación ambiental intenta determinar las modificaciones que causa una acción o conjunto de acciones sobre el sistema considerado. En este punto podemos separar las metodologías evaluativas que tienen un carácter no específicamente ambiental como: la evaluación de políticas, la evaluación tecnológica y la evaluación económica (Glasson *et al.*, 2005); de las específicamente ambientales. Estas últimas tienen siempre carácter ambiental, independientemente del nivel de decisión a que estén vinculadas (desde políticas a proyectos), o de que tengan un carácter integral (consideración del medio ambiente como medio integral) o parcial (consideración del medio ambiente sólo como medio biofísico). En relación con lo expuesto, vienen estableciéndose tres modelos distintos de evaluación: reactivo, semiadaptativo y adaptativo; según el proceso de evaluación esté relacionado o no con procesos anteriores de evaluación de niveles superiores del ciclo político. El modelo

¹⁰⁵ La definición de medio ambiente es objeto de numerosos debates. A efectos de esta tesis estamos considerando el medio ambiente como el conjunto de factores biofísicos y socioeconómicos que enmarcan la actividad humana. Vamos a admitir el uso del término “ambiental” también de forma restringida cuando se emplea por algunos autores o en algunos contextos para referirse al medio biofísico –no integral-, pero no vamos a considerar el uso del término ambiental para referirse de manera exclusiva –y por tanto no integral- a factores puramente económicos, sociales, culturales, o tecnológicos; a pesar de que todos ellos tengan una clara influencia y vinculación con el concepto integral de medio ambiente.

reactivo corresponde al proceso que tiene lugar cuando un proyecto determinado, no previsto en un plan previo, y una vez tomada la decisión de ejecutarlo, es sometido a evaluación ambiental. Evidentemente es un método desaconsejable, ya que al enfrentarse a una decisión ya tomada, su eficacia necesariamente ha de ser escasa. El modelo semiadaptativo es aquél en que el momento de tomar la decisión sobre el proyecto en cuestión, igualmente no previsto en un plan previo, tiene lugar después de efectuar la evaluación¹⁰⁶. Finalmente, está el modelo adaptativo, que es el tipo de enfoque idóneo, considerando que todo proyecto debe estar previsto en un plan anterior. Así la evaluación se agiliza por la información contenida en el plan, con lo que el proceso de protección ambiental se sinergetiza si se ha llevado a cabo la evaluación ambiental del plan en el que se enmarca el proyecto o actividad evaluada. Las metodologías de evaluación de impacto son metodologías de evaluación moduladas de forma que el objetivo central es la evaluación de una acción (material o inmaterial) sobre un escenario de referencia. Este es el caso más habitual de las evaluaciones ambientales, aunque en diversos casos (como en el término ‘evaluación ambiental estratégica’) en la terminología haya desaparecido (por elipsis) el término ‘impacto’.

Una vez clarificados los dos grandes grupos metodológicos en donde encontramos importantes instrumentos de la evaluación y del análisis que pueden aplicarse a la investigación del medio ambiente –o a sus medios componentes-, y que constituirán dos grupos distintos dentro nuestra propuesta evolutiva centrada en la familia¹⁰⁷ de la evaluación ambiental, hemos de señalar que, desde un punto de vista funcional, entenderemos por evaluación ambiental a un conjunto amplio en que se incluyen todas las metodologías de tipo evaluativo que tienen como medio o sistema objetivo al medio ambiente, y que por tanto constituyen elementos de materialización de las políticas públicas ambientales preventivas.

De acuerdo con lo expuesto, algunos de los instrumentos que proceden de las metodologías evaluativas ambientales son: evaluación de impacto ambiental, evaluación ambiental estratégica, evaluación de impactos acumulativos, evaluación de impacto social o evaluación de impacto sobre la salud. En realidad, dentro de nuestro campo de

¹⁰⁶ Este enfoque es el que más frecuentemente se está produciendo en la práctica de EA en España.

¹⁰⁷ Trabajos de autores como Lee & Kirkpatrick (2000) o Hacking (2004) ya sugieren relaciones ‘familiares’ existentes entre diversos instrumentos de evaluación ambiental que vienen a configurar ‘familias’ metodológicas, estableciendo una serie de ‘parentescos’ dentro de las mismas, y donde se plantean, por ejemplo que los métodos de evaluación ambiental integrada serían ‘primos’ de la evaluación ambiental, o que la evaluación de impacto ecológico sería ‘hija’ de la evaluación ambiental.

investigación, la mayor parte de las metodologías de evaluación son también metodologías de evaluación de impacto. Sin embargo, no todas las metodologías de evaluación de impacto tienen asociados estos términos de forma conjunta, aunque el término de impacto se sobreentiende. Así por ejemplo, la evaluación ambiental estratégica, es una metodología de evaluación de impacto cuyo nombre no es portador del término impacto¹⁰⁸. En este contexto, Clark (2000) identifica de forma genérica al conjunto de herramientas de la evaluación de impacto como “caja de herramientas de evaluación de impacto” (*impact assessment toolbox*).

Munasinghe (1993) se refiere a las técnicas de “evaluación ambiental” como un conjunto de herramientas destinadas a analizar los efectos biofísicos y sociales de las decisiones socioeconómicas sobre el medio ambiente. Glasson *et al.* (2005) se refiere a Sadler, quien sugiere ya en 1996 que deberíamos contemplar “la EA (evaluación ambiental) como un proceso genérico que incluye la EIA (evaluación de impacto ambiental) de proyectos específicos, EAE (evaluación ambiental estratégica) de PPPs (políticas, planes y programas), y sus relaciones con un gran número de evaluaciones de impacto y de herramientas relacionadas con la planificación” (Sadler, 1996). Otros autores como Noble (2002) se refieren también al término evaluación ambiental como una práctica que puede alcanzar desde los niveles de proyectos (el campo propio de la EIA) hasta las decisiones de las políticas, planes y programas (en el campo propio de la EAE). Sheate *et al.* (2005) definen evaluación ambiental como “un término genérico para una herramienta de integración de las consideraciones ambientales en la toma de decisiones asegurando que se tienen en cuenta los efectos ambientales significativos de esas decisiones”. Así, tomando como referencia las definiciones de Sadler (1996) y Sheate *et al.* (2005), y para los propósitos de este documento, definimos evaluación ambiental (EA) como un conjunto de instrumentos de las políticas públicas ambientales de tipo preventivo. Unos instrumentos que configuran un proceso genérico de carácter tecnocientífico y, eventualmente, también administrativo, destinado a: identificar los impactos previsibles de la actividad humana sobre el medio ambiente, entendido en sentido amplio y que por tanto incluye tanto el medio biofísico como el medio socioeconómico; valorar la incidencia de esos impactos sobre el medio;

¹⁰⁸ Desafortunadamente hay quien emplea la expresión “evaluación de impacto” exclusivamente para metodologías evaluativas del nivel de proyectos; sin embargo ‘evaluación de impacto’ no prejuzga el nivel del ciclo político que está evaluándose.

y a permitir la toma de decisiones que modulen esa actividad humana de forma que su incidencia sobre el medio ambiente sea aceptable, compatible y consistente con las políticas generales y, en particular, con las de crecimiento económico y las de protección de la salud pública y del medio ambiente.

Por otra parte, la evaluación de impacto ambiental y la evaluación ambiental estratégica, como instrumentos conformadores básicamente de la evaluación ambiental comparten, tal y como atribuye Morrison-Saunders & Arts (2004) para el primero de ellos, cuatro componentes principales: monitorización, evaluación, gestión y comunicación. Existe un cierto consenso científico¹⁰⁹ en que la evaluación de impacto incluye los procesos de análisis, monitorización y gestión de las consecuencias (económicas, ambientales y sociales) deseadas e indeseadas, tanto positivas como negativas, de intervenciones planificadas (políticas, planes, programas y proyectos), y cuyo objetivo es alcanzar un medio ambiente biofísico y humano más sostenible y equitativo (Vanclay, 2003). De esta forma observamos que hay una cierta coincidencia en el hecho de que la evaluación debe conformar un proceso continuado que trabaja con tres grandes categorías operativas: el análisis, la gestión y la monitorización. El análisis se utiliza antes, durante y después; la gestión articula la dinámica del proceso entre los diferentes agentes; y la monitorización o seguimiento aporta información objetiva que permite verificar y ajustar el proceso. En todo caso, la evaluación responde a un fin último que es facilitar información que contribuya a tomar las mejores decisiones y por tanto a optimizar el ciclo político.

La evaluación se realiza en un contexto regulatorio e institucional, e incluso informalizado, de ahí que uno de los pasos previos a la realización de la evaluación (Lee, 2006) sea su planteamiento de contexto: el contexto regulatorio e institucional, las características propias y particulares del objeto de evaluación (proyecto, programas, planes, políticas), y los recursos disponibles para completar la evaluación.

A pesar de que el término “evaluación ambiental”¹¹⁰ tiene un significado concreto en el procedimiento NEPA, pensamos que su uso en castellano y en el escenario metodológico de la Unión Europea no ha de presentar confusión apreciable. Es más, y

¹⁰⁹ Véase, por ejemplo, Vanclay (2003) en cuanto a la definición de evaluación de impacto social que realiza la comisión científica internacional para la definición de EISo.

¹¹⁰ La “evaluación ambiental” en la metodología NEPA responde a una parte concreta del proceso, previa, en su caso, a la declaración de impacto ambiental, en donde se toma la decisión sobre si los impactos esperados son de entidad suficiente o no, como para elaborar una evaluación de impacto ambiental y, por tanto, emitir una declaración de impacto ambiental.

por el contrario, creemos que el término “evaluación ambiental” es preferible a otros posibles como “proceso de evaluación ambiental” o incluso “sistema de evaluación ambiental”, ya que estos términos –a nuestro entender- no dotan al término de la flexibilidad que necesitan e incluso, especialmente el de sistema de evaluación ambiental, podrían inducir a más confusión ya que, como se verá, no podemos afirmar que exista actualmente y de forma explícita un sistema de evaluación ambiental.

De acuerdo con lo apuntado y como se observa en la definición propuesta, vamos a utilizar el término evaluación ambiental (EA), o procedimiento de evaluación ambiental, como un referente genérico que abarca otros términos más específicos y precisos, en particular el de evaluación de impacto ambiental (EIA), y el de evaluación ambiental estratégica (EAE). En el término EA podemos incluir también otras figuras más específicas –y por tanto menos integrales- de la familia de los instrumentos evaluativos, como la evaluación de impactos acumulativos (EIAC), la evaluación de impacto social (EISo), o evaluación del impacto sobre la salud (EISa), entre otros, pero siempre que se consideren como parte especializada de un sistema metodológico más amplio y de carácter integral, como son la EIA o la EAE.

Por otra parte, también vamos a considerar, aunque de forma separada, a las herramientas auxiliares de la evaluación ambiental que proceden de la familia metodológica del análisis, como pueden ser el análisis multicriterio (AM), el análisis de riesgos (AR) o el análisis de ciclo de vida (ACV). Herramientas que son subsidiarias de la metodología de tipo analítico, y que no se consideran –de manera diferente a las anteriores- incluidas en la expresión evaluación ambiental o procedimiento de evaluación ambiental, por dos razones: pertenecen a la familia de los instrumentos analíticos, no evaluativos; son herramientas muy específicas cuya operación o resultado no sustituye a ninguna parte del procedimiento de evaluación ambiental, y que pueden ser empleadas o no durante un proceso de evaluación ambiental.

El motivo por el que empleamos deliberadamente el término de evaluación ambiental, a pesar de que es ciertamente impreciso y que –a excepción de su uso concreto en una fase del procedimiento NEPA, como se ha señalado- no está generalizado como tal en la literatura científica¹¹¹, es que permite referirnos de una

¹¹¹ No solamente no está generalizado en la literatura científica, sino que es frecuente encontrar el término “evaluación ambiental” utilizado como sinónimo de “evaluación de impacto ambiental” en diversos autores y publicaciones de referencia (Munasinghe, 1993). De igual modo, observamos que también llega a utilizarse “evaluación ambiental” como sinónimo de “evaluación ambiental estratégica”.

forma más genérica y amplia a un conjunto de instrumentos que no responden uno a uno, más que de forma parcial, a la definición que se ha dado más arriba. Además, los instrumentos como los que acabamos de citar no responden a las mismas realidades ni conceptos en todos los casos, existiendo una notable variación tanto en la dimensión temporal como en la aplicación geográfica. Por ejemplo, y como veremos, el concepto original de evaluación de impacto ambiental (EIA) que plantea la NEPA de Estados Unidos en 1970, e incluso durante su evolución posterior¹¹², es mucho más amplio que el que se atribuye actualmente a la EIA en el ámbito técnico-normativo de la Unión Europea. Aunque el término ‘evaluación ambiental’ –en la acepción que seguimos– no está generalizado en la literatura científica internacional, puede señalarse que en ámbitos geográficos localizados, como es el caso de Canadá, está muy consolidado (Jacobs & Sadler, 1988; Mulvihill & Baker, 2001; Sinclair & Diduck, 2001) como acepción en el sentido que utilizamos el término en el presente trabajo.

Al hablar de evaluación ambiental de una forma genérica podemos referirnos, sin limitaciones, a un conjunto de procesos que tienen unos elementos comunes¹¹³. La expresión “evaluación ambiental” nos es también necesaria para definir un amplio espacio conceptual¹¹⁴ que tiene un largo recorrido en el tiempo, treinta y cinco años como se ha comentado, y un amplio espacio de aplicación en todo el mundo. Una amplitud conceptual que reflejan muy bien Partidário & Clark (2000) en su figura introductoria que representa el enfoque de la evaluación ambiental a lo largo de los niveles secuenciales de toma de decisiones (ref. fig. 2.1).

¹¹² Munn (1979), a finales de los setenta, refiere la definición de evaluación de impacto ambiental (EIA) a la necesidad de “identificar y predecir el impacto sobre el medio ambiente y sobre la salud y bienestar humanos de las propuestas legislativas, políticas, programas, proyectos y procedimientos operativos, e interpretar y comunicar información sobre los impactos”.

¹¹³ Sin embargo, y a pesar de pretender restar precisión, en ningún caso se pretende con esta definición plantear algo como lo ocurrido a finales de los años ochenta en el Reino Unido, donde, según expone Glasson *et al.* (2005): “interesadamente, la legislación inicial del Reino Unido se refiere a evaluación ambiental (EA), dejando de lado la, aparentemente políticamente sensible, negativa referencia a impactos”.

¹¹⁴ Partidário y Clark (2000) establecen un figura muy ilustrativa de lo que exponen como espacio de “evaluación ambiental” y que abarca todos los niveles de decisión (desde políticas hasta proyectos, pasando por planes y programas) así como el rango que cubren, de forma solapada, los siguientes procesos: evaluación ambiental estratégica, evaluación ambiental de políticas, EIA de programas, evaluación ambiental regional, evaluación ambiental sectorial y EIA de proyectos.

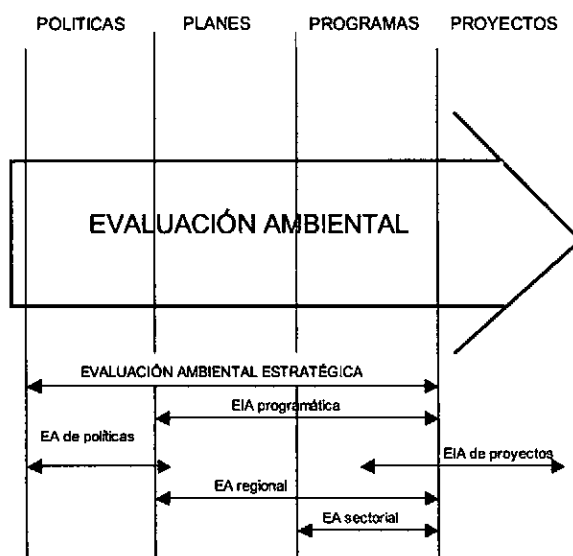


Fig. 2.1. La Evaluación ambiental a lo largo de la secuencia de niveles de decisión
(a partir de Partidário & Clark, 2000)

Como puede observarse en la figura 2.1 adjunta, el papel de la evaluación ambiental y de sus distintos niveles de actuación está íntimamente ligada a la cuestión de los niveles de decisión, esto es, del ciclo político. Esta cuestión es muy importante porque permite visualizar la forma en que la EA se incardina en el ciclo político, y también permite comprender que la evolución de los distintos instrumentos de la EA no sólo responden a una cuestión de práctica y metodología, sino también a su relación —como instrumentos que son de las políticas públicas ambientales preventivas— con los diferentes niveles de decisión y su problemática particular: información disponible, procedimientos y agentes responsables. Por tanto, el término “evaluación ambiental” no solamente nos permite unas referencias más genéricas a un fenómeno muy diverso, sino que permite apuntar, como exponemos en uno de los apartados siguientes, la existencia actual de lo que podemos denominar, y que analizaremos, de un pseudosistema o sistema informal de evaluación ambiental. De esta forma, pensamos que la definición y uso del término “evaluación ambiental” en la forma y contexto que se indica y propone, permite clarificar y facilitar la comprensión del conjunto de las consideraciones que se desarrollan en esta tesis.

La evaluación ambiental, como instrumento de las políticas ambientales, participa de los principios generales de las políticas públicas que hemos expuesto en el apartado 1.3, si bien, lo hace de forma muy especial del principio general de prevención. Ahora bien, la evaluación ambiental, como género de instrumentos valorativos, cuenta con

unos principios propios de carácter específico. En este punto conviene insistir (Martín, 1999) que el medio ambiente está compuesto no solamente por los elementos ambientales tal como los describiría el análisis de las ciencias naturales, sino también por las percepciones que tienen las personas y sociedades sobre los mismos, lo que correspondería a la competencia de las ciencias humanas o sociales¹¹⁵. Martín establece una doble componente, y como tal un conjunto doble de principios específicos, en la valoración de impacto ambiental: la determinación del valor de los elementos ambientales; y la determinación de la importancia del grado de afección. En relación con la metodología básica de evaluación ambiental (metodología que consideramos a partir de la de evaluación de impacto ambiental) el primero de los componentes queda reflejado en el apartado de inventario ambiental del estudio de impacto ambiental, mientras que el segundo está vinculado al apartado de identificación y valoración de impactos, también del estudio de impacto ambiental. Así, y en primer lugar, la determinación de los elementos ambientales es el resultado de un análisis previo que debe permitirnos juzgar sobre el valor de un elemento ambiental dado. Algunas de las consideraciones sobre este aspecto, que Martín (1999) reproduce a partir de la experiencia canadiense en evaluación ambiental¹¹⁶ sobre los elementos ambientales son: ¿está legalmente reconocido como importante el elemento ambiental?, ¿está reconocido como importante desde el punto de vista político o por parte del público en general? ¿está reconocido profesional o científicamente como importante?. Estas preguntas conforman una secuencia, de modo que el primer filtro obliga a cumplir con un mandato legal, pero la evaluación debe ir más allá, siendo capaz de dar valores diferentes a realidades objetivamente diferentes. Como ejemplo Martín Cantarino sugiere el valor diferencial que tiene una mancha de pinar en el centro del territorio español —donde son muy comunes— o en el sureste —zonas semiáridas en la que la mancha de pinar se convierte en un elemento raro—. Los criterios científicos de valoración deben ser sensibles y adaptativos, de forma que sean capaces de reproducir el valor más aproximado a la realidad de cada elemento. Por otra parte, la determinación de la importancia del grado de afección constituye el segundo de los principios específicos de valoración ambiental. De acuerdo con Harwell *et al.* (1994),

¹¹⁵ En este sentido, Beanlands & Dunker (1984) insisten en que los aspectos sociales tienen un papel dominante al inicio de la evaluación ambiental, puesto que se trata de fijar qué aspectos del medio pueden considerarse relevantes, momento a partir del cual el trabajo de los científicos pasa a tener mayor importancia.

¹¹⁶ Federal Environmental Assessment Review Office, Canada, 1985

algunos de los criterios más útiles para valorar el grado de afección son: la magnitud o medida en que la variable considerada se aleja de su estado anterior; la posibilidad de recuperación y tiempo para ello; la extensión espacial de la zona afectada; y la sustituibilidad del elemento afectado. Como se advierte, el problema a la hora de determinar la importancia del grado de afección es el reconocimiento de la escala de referencia, que es la que permite ubicar y poner en su contexto adecuado el grado de afección. En este sentido, y como ha podido observarse, la evaluación ambiental no es solamente un acto mecánico, que se corresponda con criterios exclusivamente científicos y racionales, sino que debe ir más allá. La toma de decisiones que está vinculada a este instrumento debe incorporar valores ambientales y sociales, algunos de los cuales son esencialmente subjetivos, pero están íntimamente ligados a la apuesta social por una democracia razonable¹¹⁷. En palabras de Amartya Sen (1999) “... los valores juegan un importante papel en la conducta humana, y negar esto significa no sólo alejarse de la tradición del pensamiento democrático, sino también limitar nuestra racionalidad”.

La dimensión científica de la evaluación ambiental: desintegración y restricciones

Como acabamos de ver, la evaluación ambiental no es solamente una práctica científica, sino que comparte una dimensión social que le obliga a incorporar otros elementos y técnicas (p.ej. de información, de participación social). Pero aún dentro de su dimensión científica observamos que las relaciones entre las distintas disciplinas científicas que tienen un papel en el proceso de evaluación ambiental han sido objeto de numerosas consideraciones y polémicas¹¹⁸. Por diversas razones, el término de evaluación ambiental (a pesar del enfoque holístico e integrador de su origen a través de la NEPA) ha ido teniendo de forma general, una tendencia que también se verifica en nuestro país, una deriva que le ha conducido especialmente al campo de las ciencias naturales. La metodología de estas ciencias es heredera de la secular racionalidad cartesiana. Sabemos que la tríada de la racionalidad cartesiana es exigente en los

¹¹⁷ Según Aguilera (2001) la toma de decisiones que incorpore los valores sociales y ambientales subjetivos debe ser consistente con la apuesta social por una democracia razonable frente a una idea de racionalidad objetiva y científica que los excluye.

requerimientos habituales de: (1) cuantificación; (2) determinismo (relación causa-efecto); y (3) uso necesario y válido de modelos, hasta el punto de que las ciencias naturales llegan a construir un escenario propio de interpretación del mundo, que es tanto más natural o medioambiental, como se ha dado en llamar, cuando menos humano es, cuanto más se aleja del campo de estudio de las ciencias sociales. Esto ha venido generando una cierta exclusión de las ciencias sociales (especialmente de la economía y la sociología) en la elaboración de los estudios de impacto ambiental. Esta cuestión ha distorsionado la percepción científica de este instrumento y ha alejado la necesaria práctica de la integración de las diversas disciplinas científicas. Probablemente las dos disciplinas científicas que más alejadas están, pero que mayor responsabilidad tienen respecto al avance de las políticas ambientales, sean la ecología y la economía. A pesar de su parentesco etimológico, la teoría y práctica de estas dos ciencias está enormemente separada. Así, mientras la ecología se caracteriza por su carácter espacial, material, temporal y no antropocéntrica; la economía se caracteriza por su carácter no espacial, inmaterial, intemporal y (parcialmente) antropocéntrica. Sin embargo encontramos prácticamente unanimidad entre los investigadores que trabajan sobre el desarrollo y sobre la evaluación ambiental en la conveniencia y necesidad fundamental de que exista un auténtico tratamiento interdisciplinario de las cuestiones del medio ambiente. Así, se ha venido reconociendo con frecuencia (Bisset, 1996; Rotmans, 1999; Lee & Kirkpatrick, 2000) la necesidad del trabajo conjunto de equipos interdisciplinares que representan diversidad de paradigmas, con el fin de construir puentes entre los científicos de las ciencias naturales y sociales, de modo que a través de las aproximaciones tecnocráticas y participativas emergentes pueda avanzarse hacia una integración metodológica.

La necesidad de integración precisa, como se ha visto, de un esfuerzo para construir puentes y espacios de encuentro entre las ciencias sociales y las ciencias naturales. Pero también, dentro de cada ciencia y de sus disciplinas, se hace necesario un esfuerzo para encontrar fórmulas de integración y cooperación¹¹⁹ para encontrar respuestas a problemas comunes. Pero además, de acuerdo con Hacking (2004) la

¹¹⁸ Un problema que tiene raíces comunes con la desintegración científica de las relaciones entre el medio ambiente y la economía, como hemos podido ver en el capítulo primero de este documento.

¹¹⁹ El esfuerzo de integración no significa que las ciencias pierdan sus enfoques y perspectivas particulares. Estos enfoques y perspectivas proporcionan visiones enriquecedoras a la hora de abordar o contemplar los problemas. Por ejemplo, no es sorprendente que a la hora de estudiar las variaciones climáticas haya dos corrientes: la de los optimistas respecto a la

integración de técnicas es un proceso absolutamente necesario para revertir el proceso de ‘desintegración’ que ha resultado de la proliferación de técnicas de evaluación. Una proliferación que ha estado, en parte, estimulada por lo que Scrase & Sheate (2002) denominan “proteccionismo disciplinar”, lo que ha provocado que las diferentes técnicas se hayan desarrollado de forma aislada, o que técnicas que han evolucionado dentro de la familia de EA se hayan desligado a través de un intenso proceso cuyo objetivo parecería ser independizarse de la anterior.

Como acabamos de ver, la dimensión científica de la evaluación ambiental está profundamente comprometida y limitada debido a los problemas de desintegración disciplinaria. Pero además, cabe señalar que la propia práctica de la evaluación tiene un conjunto de particularidades científicas que son debidas a las características y restricciones operativas del propio proceso de evaluación. Uno de los problemas básicos en la práctica de la evaluación ambiental es la incertidumbre. La evaluación ambiental es una técnica proyectual, en el sentido de que no trabaja con objetos de la realidad, sino con la relación entre el medio real y una intervención humana en fase de proyecto –esto es, definida en cierto sentido, pero no realizada- por lo que la incertidumbre y la probabilidad se convierten en características intrínsecas del proceso de evaluación. La evaluación ambiental se plantea como una disciplina basada en la intervención sobre el presente a partir de la estimación de un comportamiento futuro. El estudio del pasado puede ser determinista, pero las proyecciones sobre el futuro deben ser probabilísticas. De esta forma, la evaluación ambiental es un instrumento tanto probabilista como determinista, de forma que escapa parcialmente de la tríada de la racionalidad cartesiana que ha iluminado la práctica científica de las ciencias físicas y naturales. Estas dificultades llevan a considerar la propuesta de Jiliberto (2001b) en el sentido de que es necesario identificar un modelo específico para la formulación de los problemas ambientales, esto es, un modelo contingente de conocimiento. Según este autor “la decisión ambiental elabora modelos de conocimiento que no pretenden estar fundamentados como totalidad en el conocimiento científico. Es el caso, por ejemplo (...) de impacto ambiental, de indicador ambiental (...) que responden a una descripción estrictamente heurística del objeto de política antes que a una descripción científico-objetiva del mismo” (Jiliberto, 2001b).

estabilidad macroclimática (liderada por geólogos) y la de los pesimistas respecto a la estabilidad climática (liderada por climatólogos), lo que muestra la influencia de los enfoques de cada disciplina.

La práctica científica de las disciplinas ambientales está sometida, estructuralmente, a diversas fuentes de incertidumbre, algo que ha venido siendo considerado por muy diversos autores (Holling, 1978; O’Riordan & Jordan, 1995; Martín, 1999; Marx, 2002; Lee, 2006). O’Riordan & Jordan (1995) consideran tres formas de entender las fuentes de incertidumbre: inexistencia de datos, ignorancia e indeterminación. La importancia de la incertidumbre que acompaña a la práctica de la evaluación ambiental¹²⁰ es de gran magnitud, hasta el punto de que autores como Holling (1978) sugieren que el tema central de las evaluaciones de impacto ambiental consiste en cómo tomar una decisión en condiciones de incertidumbre. Por su parte Martín (1999) señala que la incertidumbre sobre la valoración de un impacto ambiental puede proceder de cuatro fuentes: (1) desconocimiento de la presencia o estatus de un determinado elemento ambiental en la zona de estudio; (2) desconocimiento sobre las acciones concretas que ocasionará el proyecto o su cuantificación; (3) inseguridad sobre los verdaderos efectos de la acción sobre el elemento ambiental; y (4) dudas o falta de unanimidad sobre los criterios valorativos que deben seguirse. Las tres primeras fuentes de incertidumbre se relacionan con la ausencia de conocimiento científico, mientras que la cuarta está más ligada al carácter subjetivo de los principios éticos.

En un sentido similar, Lee (2006) plantea que la incertidumbre aparece bajo diferentes formas en el proceso de evaluación, como son: incertidumbre respecto a condiciones exógenas de futuro (relativas a condiciones tecnológicas, socioeconómicas o ambientales); limitaciones en el conocimiento científico; o conflictos y falta de estabilidad en los valores de la sociedad. Este autor plantea que los problemas que suscita la incertidumbre pueden ser abordados desde dos ópticas: una científica¹²¹ (por ejemplo, incorporando alguna forma de análisis de probabilidad en la metodología de evaluación), y otra de procesos y procedimientos (por ejemplo explicando los procedimientos y papel de los distintos agentes que deben gestionar las incertidumbres propias del proceso de evaluación). En realidad, como plantea Lee, la mejor opción para gestionar la incertidumbre debe afrontarse con una solución híbrida, que combine las dos ópticas. La incertidumbre, como se ha visto, constituye un elemento que debe

¹²⁰ Así Martín (1999) “es imposible que siempre se disponga de toda la información necesaria; y es imposible (...) paralizar la realización de todo proyecto por falta de información concluyente sobre algún aspecto ambiental del mismo”.

¹²¹ La óptica científica de la evaluación es, a su vez, objeto de un dilema que exponen George & Kirkpatrick (2003): “la evaluación puede no ser consistente si no reconoce las incertidumbres que rodean a sus decisiones, pero al mismo tiempo, una falta de certidumbre pueden ser interpretada como una falta de consistencia”.

tenerse presente en la evaluación ambiental¹²². En los trabajos de Parsons (1995), Rayner & Malone (1998), Jiliberto (2002) o De Bruijn & Heuvelhof (2002) también se encuentran diferentes aproximaciones y métodos para gestionar la incertidumbre.

Desde el punto de vista científico, un objetivo prioritario es la reducción de la incertidumbre o, en sentido contrario, el incremento de la certidumbre. En los modelos determinísticos aplicados al medio ambiente, y también en medida importante en los probabilísticos, el análisis de causalidad tiene una importancia determinante. El proceso de definición y análisis causa-efecto puede implementarse a través de procesos lógicos mediante instrumentos analíticos como el análisis de causalidad¹²³, y mediante modelos conceptuales, entre otros. Sin embargo, y a pesar de su acreditado valor en otros campos disciplinares próximos como la medida de impactos¹²⁴ no ambientales, lo cierto es que hasta el momento han sido utilizados de una forma muy reducida en el campo medioambiental.

La probabilidad y la incertidumbre conducen de forma directa al concepto de riesgo, de forma que la cantidad de riesgo asumible se convierte en una clave decisoria de las políticas públicas ambientales. En particular, en el campo del derecho ambiental, el concepto de riesgo, y la intensidad del mismo, adquiere un significado clave¹²⁵. El principio de precaución o de cautela que ha sido expuesto en el punto 1.3 no es más que la respuesta –extrema– ante la situación de gran incertidumbre respecto a los potenciales efectos sobre el medio ambiente de diferentes actividades humanas.

Más allá del problema de la incertidumbre encontramos el problema de la ignorancia, que es una realidad científica indiscutible. Se trata no solamente de la falta de conocimiento sobre la probabilidad de que algo ocurra, sino incluso (Wynne, 1992) sobre cuál es el tipo de suceso que puede llegar a acontecer. Una cuestión que exige de un esfuerzo en cuanto a prudencia y a vigilancia sobre nuestros métodos de conocimiento y evaluación de efectos sobre los ecosistemas.

En cualquier caso, no puede dejarse de lado el hecho de que el grado de conocimiento y la incertidumbre asociada deben estar dimensionados respecto al grado

¹²² Puede resaltarse en este sentido los estudios de Marx (2002) sobre el impacto de una nueva infraestructura portuaria sobre la pequeña población de Doel en Flandes. El resultado, inesperado, de la incertidumbre del proyecto fue que la población decidió marcharse de Doel.

¹²³ Esta técnica está incluida y tratada en el apartado de técnicas auxiliares de evaluación ambiental de este documento.

¹²⁴ Véase, por ejemplo, Imai & Weinstein (2000) en su trabajo sobre medición del impacto económico de las guerras civiles, donde al identificar la causa primaria (reducción de las inversiones privadas) que incide de forma crítica en el crecimiento económico durante sucesos de este tipo, permite identificar claves para futuras investigaciones y actuaciones en este campo.

de detalle o precisión que realmente necesitemos para poder tomar una decisión. Así Martín (1999): “no se olvide que el objetivo último del estudio de impacto ambiental es servir de ayuda para poder tomar una decisión. A veces, si la decisión adecuada puede tomarse sin necesidad de mayor certeza, la resolución de la incertidumbre no es algo que deba hacernos perder el tiempo”.

Corrientes metodológicas cualitativas y cuantitativas en evaluación ambiental

La incertidumbre en la evaluación ambiental no ha sido ajena a su evolución. Desde el principio, este conjunto de instrumentos ha pretendido medir y comparar, de la forma más aproximada y satisfactoria posible, los impactos derivados de la actividad humana sobre el medio ambiente. Así, y en respuesta a las posibilidades y necesidades han surgido diferentes corrientes metodológicas que han acompañado y han surgido de la mano de la necesidad objetiva de implementar el proceso de evaluación ambiental. Podemos señalar dos grupos metodológicos: cualitativo y cuantitativo.

Las corrientes cualitativas han surgido en primera instancia, a partir de la interpretación y práctica de los procesos de impacto ambiental, fundamentalmente desde las disciplinas de las ciencias naturales. La incorporación progresiva de las tecnologías pre-ambientales ha derivado en un proceso de incorporación de diversas técnicas cuantitativas a través de funciones de transformación. No obstante el resultado ha sido un modelo mixto aunque dominado por la corriente cualitativa.

Las corrientes metodológicas de valoración cuantitativa están vinculadas a las disciplinas económicas y a disciplinas tecnológicas “duras”¹²⁶. Las aportaciones más importantes están lógicamente vinculadas al campo de las ciencias económicas, en donde se ha trabajado en la línea de la valoración directa o transformación a unidades monetarias. La valoración de los elementos ambientales ha encontrado tradicionalmente una cierta resistencia entre los científicos y tecnólogos ambientales, como ponen de manifiesto las palabras de Arce (2002): “las medidas compensatorias

¹²⁵ Hasta tal punto que la valoración y determinación de delito ecológico en la legislación española está relacionado con aquellas acciones que pueden representar un riesgo grave para la salud pública o el medio ambiente.

¹²⁶ La entorno metodológico de los distintos autores incide de una forma determinante en su modo de enfrentar la aparente controversia entre los métodos cuantitativos y cualitativos. Como ejemplo, Lee (2006), que trabaja en metodologías de evaluación de impacto, y últimamente en la aplicación práctica de la evaluación integrada orientada a la sostenibilidad, expone: “en los niveles estratégicos de evaluación (y particularmente en las evaluaciones preliminares) la presentación de las recomendaciones de forma cuantitativa puede crear una exagerada impresión de exactitud. Esto puede ser contraproducente y erróneo, ya que rara vez se necesita en el nivel estratégico de decisiones un alto nivel de precisión en la estimación de los impactos”.

ofrecen una perspectiva interesante, escasamente explorada, pero que puede contribuir a que el balance global de una actuación no sea tan negativo como lo es a veces. (...) Una opción que se vislumbra adecuada para conseguir un mejor entendimiento del “coste ambiental” que supone la pérdida de elementos ambientales concretos, es ir traduciendo los elementos ambientales a términos económicos. Es curioso, porque aún a los que le repugna traducir algunas cosas a términos económicos, tarde o temprano acaban por darse cuenta de que ése es un lenguaje que todo el mundo entiende”. Como viene a exponer la autora –procedente del campo de la tecnología ambiental- la realidad económica presenta un valor imprescindible. Las líneas de valoración cuantitativa procedente de las ciencias económicas se han impulsado notablemente desde la disciplina de la economía ambiental (ver apartado 1.2). Sin embargo, el proceso de valoración económica está siendo repetidamente cuestionado por diversos autores que ven el peligro de que se llegue a confundir el valor real con la valoración económica, por lo que insisten en resaltar este riesgo; como Dürr (1997a) cuando insiste en que “debemos de tener cuidado de que (...) el variado sistema de valores de ordenamientos naturales no sea reducido a la escala simplista y unidimensional de valores de la economía, a saber: el valor de cambio medido por el dinero”.

Entre las corrientes cuantitativas también merece la pena destacar una procedente del campo tecnológico, como son las propuestas con enfoque desde la energía, esto es, el análisis energético. El término análisis energético fue adoptado a principios de los años setenta por un grupo internacional (Slessor, 1974) para referirse a lo que hasta entonces venía conociéndose con los términos de: contabilidad energética, presupuesto energético, coste energético y análisis de sistemas de energía. Detrás de este enfoque está la idea de que la energía es una medida incluso mejor que las unidades monetarias, ya que la primera es un factor limitante básico para toda la actividad humana. En este sentido ya desde hace décadas, algunos autores (McAllister, 1980) destacan que allí donde existe un flujo monetario en un sistema económico, el flujo de recursos en sentido opuesto puede ser interpretado en términos energéticos. El valor de la tierra, del trabajo o de los materiales empleados en cualquier proceso productivo tiene una interpretación energética: la tierra es la base sobre la que las plantas terrestres fijan la energía solar a través de la fotosíntesis; el trabajo requiere energía para su

mantenimiento a través del proceso alimenticio y los materiales requieren energía para su extracción, elaboración y transporte. Por tanto, cada uno de estos factores supone un coste energético que puede calcularse. También pueden traducirse a términos energéticos impactos como el de la contaminación, o el de diferentes actividades humanas: transporte, construcción, etc. Siguiendo a Arce (2002), este método presenta las siguientes ventajas: puede recoger efectos directos e indirectos; facilita la comparación de alternativas al reducir todos los impactos a la misma unidad de medida; y permite intentar la simulación del comportamiento de los ecosistemas mediante el análisis del intercambio de energía entre sus componentes. Por otro lado, el método presenta las siguientes desventajas: no es posible expresar, de forma práctica y sencilla, todos los impactos producidos por actuaciones humanas en unidades energéticas; no pueden valorarse de igual forma los consumos de energía procedentes de distintas fuentes, por ejemplo entre combustibles fósiles o energía solar (quiere decir que la energía tiene un factor de calidad ambiental intrínseco derivado de su propio origen¹²⁷); y puede ser un sistema inadecuado para valorar proyectos cuyo objetivo sea específicamente la producción energética. Arce Ruiz señala que en España, en la década de los ochenta, hubo alguna experiencia de búsqueda y valoración de indicadores energéticos. A este respecto, la autora refiere a los trabajos de Sánchez *et al.* (1985) sobre evaluación energética de proyectos de carreteras. En conclusión, parece que este tipo de análisis podría ser útil para completar la evaluación, considerando el aspecto energético como un indicador adicional que refleja aspectos que otros métodos de evaluación no pueden recoger, sin embargo no puede ser considerado válido por sí solo. En cualquier caso, el escenario actual de inquietud por los tipos de fuentes energéticas, por la dependencia energética europea y por problemas como el efecto invernadero, deberían conducir a introducir en los proyectos la variable energética, no como única unidad de medida, pero sí como indicador adicional del impacto de un proyecto (Arce, 2002).

Otra aportación importante a las técnicas de valoración cuantitativa no económica de los recursos naturales se realiza desde la termoeconomía. Una disciplina cuyo objeto originario es la determinación de costes¹²⁸ monetarios o energéticos, y que se utiliza

¹²⁷ En este sentido, es muy interesante la metodología y el resultado del análisis comparativo del ciclo de vida de las diversas energías elaborado por el Instituto para la Diversificación y el Ahorro de la Energía (IDAE, 2000)

¹²⁸ La termoeconomía trata con costes, no con valores. El valor se forma en el intercambio y depende de diversas circunstancias. Sin embargo el coste es algo que podemos intentar objetivar, porque dados unos límites, la estructura y los

principalmente para contabilidad, diagnóstico y optimización de sistemas térmicos. Pero la termoeconomía representa, en palabras de Valero (1998), algo más: la disciplina científica en que la termodinámica –y en particular su segundo principio¹²⁹– se une con la economía, y donde la eficiencia representa el vínculo conceptual que relaciona la termodinámica con la economía y con la teoría de la información. La propuesta que desarrolla Valero está basada en trabajos de autores precursores como Puntí (1982), quien propuso el uso del tiempo cronológico como medida del coste ecológico y proporcionó balances de tiempo para distintos recursos como para el caso de la agricultura española. Así, los trabajos de Valero (1998), quien propone “el tiempo como medida universal para la contabilidad de los recursos naturales y el impacto del hombre sobre la tierra”, suponen el empleo de las técnicas de la termoeconomía para convertir en unidades de tiempo los agregados energéticos que componen cualquier recurso natural. Valero expone que la constante solar ($4.921 \text{ MJ/m}^2\text{h}$) y el valor del 0,02%, que refleja la eficiencia global de transformación de la energía solar en biomasa¹³⁰, pueden permitirnos obtener el equivalente en tiempo¹³¹ de distintos recursos y procesos naturales. Por ejemplo calculan que el tiempo equivalente (o de reemplazamiento) de un bosque templado es de 34 años, mientras que el de una plantación de chopos o sauces puede ser inferior a 8 años. De acuerdo con sus cálculos, el uso de combustibles fósiles respecto a combustibles de fuentes renovables supone un coste temporal 10^5 veces superior. A partir de razonamientos equivalentes, pero desde una perspectiva más económica, autores como Giampetro & Pimentel (1991) han señalado que los combustibles fósiles y sustancias minerales elaboradas, como los fertilizantes, constituyen primas de espacio/tiempo para la sociedad. El razonamiento fuerza consiste en que el uso de estos recursos limitados son factores de aceleración de la productividad natural¹³². En este sentido señalan, por ejemplo, que

componentes de un sistema podemos definir el coste de todos y cada uno de los flujos que interactúan en dicho sistema. (Valero *et al.*, 1986)

¹²⁹ El segundo principio de la termodinámica ofrece una definición precisa de una propiedad llamada entropía. La entropía puede considerarse como una medida de lo próximo o no que se halla un sistema al equilibrio; o también puede considerarse una medida del desorden espacial y térmico del sistema. La segunda ley afirma que la entropía, o sea, el desorden, de un sistema aislado nunca puede decrecer. Por tanto, cuando un sistema aislado alcanza una configuración de máximo desorden ya no puede experimentar cambios: ha alcanzado el equilibrio.

¹³⁰ Transformación que se realiza a través de la fotosíntesis.

¹³¹ Todos los procesos naturales pueden ser reconvertidos en unidades temporales, dividiendo la densidad de su energía acumulada E/L^2 por su productividad natural $E/L^2/t$, y todos los procesos artificiales pueden ser reconvertidos en unidades temporales, dividiendo la potencia entre la energía (Valero, 1998)

¹³² Este razonamiento es de una importancia trascendente, no solamente a efectos ecológicos, sino especialmente a efectos económicos, ya que supone que el uso de recursos no renovables representa un input capaz de incrementar la productividad natural de la biosfera, y por tanto tienen una función aplicable, en sus términos, al proceso de desarrollo desde una perspectiva humana. Una perspectiva que aporta enfoques interesantes al problema del desarrollo sostenible.

1.000 kcal de combustible fósil son equivalentes a 0,7m² año de actividad espacio temporal de la biosfera, o que un kilogramo de fertilizante nitrogenado representa 822,6 m² año de actividad espaciotemporal de la biosfera.

En su trabajo, Valero plantea que la conversión de los recursos naturales, a través de la termoeconomía, a valores temporales, sitúa el debate en un punto adecuado para tratar de forma más objetiva el problema del uso de los recursos, del espacio o de la energía, ya que mientras que estos tres elementos pueden ser objeto de transacciones, el tiempo no lo puede ser. De ahí que pueda entenderse como un valor de carácter irrevocable, lo que puede conducir a unos comportamientos más responsables: “cuando utilizamos recursos naturales, lo que estamos destruyendo rápidamente es tiempo acumulado” (Valero, 1998). Este autor plantea que el comportamiento adecuado de la sociedad pasa por ahorrar tiempo incrementando la eficiencia, la conservación y el uso creciente de las energías renovables, “así, desde una visión estática de la economía, la tecnología, la cultura y agricultura actúan como un tiempo negativo que contrarrestan nuestro consumo de materias primas” (Valero, 1998).

De esta forma, la propuesta de valoración cuantitativa del consumo de los recursos y de los impactos ambientales a través de la transformación de la energía en tiempo representa una propuesta atractiva desde el punto de vista metodológico. Quizá necesitada aún de mayores y precisos desarrollos a fin de que puedan realizarse balances adecuados desde el punto de vista de consumo del tiempo, y especialmente de lo considerado por los autores como ahorros de tiempo. En cualquier caso, la propuesta tiene un atractivo importante puesto que incorpora, como se ha comentado, el carácter irrevocable –y por tanto insustituible- de los procesos de consumo de recursos. Puede también aportar una dimensión temporal interesante para el análisis de la sostenibilidad si este análisis se vincula con el problema temporal. Así, y sobre la base de lo expuesto, un escenario de sostenibilidad sería aquél en que el consumo global de recursos fuera igual o inferior a la tasa de producción de recursos.

Tanto las corrientes cuantitativas como las cualitativas se han revelado, en todo caso, como insuficientes en sí mismas, debiendo realizarse un esfuerzo de integración que responda de una forma más satisfactoria a la necesidad de manejar de forma conjunta una numerosa información sumamente heterogénea.

2.2 ORIGEN DE LA EVALUACIÓN AMBIENTAL: LEY NEPA, 1969

La concreción de las políticas keynesianas en los Estados Unidos durante los años 50 y 60 trae aparejadas inversiones públicas sin precedentes en infraestructuras de transporte (carreteras, ferrocarriles y aeropuertos), infraestructuras hidráulicas y marítimas (presas y puertos), así como importantes proyectos de transformación agrícola. La mayor parte de estos grandes proyectos financiados por la administración federal americana exigían el análisis coste-beneficio social (ACBS) para verificar que las inversiones previstas proporcionarían a la sociedad unos beneficios superiores al coste del proyecto (Riera, 2000). Sin embargo, a partir de mediados de los 60 la percepción social, liderada por las posturas críticas de grupos naturalistas y ecologistas emergentes¹³³, empieza a poner de manifiesto una creciente preocupación por el hecho de que la magnitud de las nuevas infraestructuras se está desbordando. Se cuestionan las inversiones a cualquier precio, y para ello critican el método de análisis coste-beneficio que vienen superando con facilidad la mayoría de los macroproyectos, incluso aquellos de una estimable dimensión ambiental.

Al mismo tiempo, y como respuesta a diversos problemas de degradación del capital natural como la reducción de reservas de recursos no renovables, la alteración y pérdida de la biodiversidad de los ecosistemas; economistas pioneros¹³⁴ como Ciriacy-Wantrup (1968) proponen introducir en los análisis consideraciones medioambientales, aunque estos planteamientos no llegan a calar aún en profundidad en el discurso económico convencional, que sigue obviando en lo básico las leyes de la naturaleza. Pero siguiendo el paso del tiempo, los economistas comienzan a observar señales claras de que la degradación del medio ambiente representa un freno de primer orden de magnitud para el desarrollo. La disciplina entonces emergente de la economía de los recursos naturales (más tarde de la economía ambiental y de la economía ecológica) pone de manifiesto la necesidad de identificar opciones que faciliten la gestión eficiente de los recursos naturales. Esta sensibilización progresiva cristaliza en 1969 con la

¹³³ En 1969 se crea la asociación *Friends of the Earth* (FOE), una de las principales organizaciones del movimiento ecologista que alcanza dimensiones mundiales con la aparición en otros países de distintos grupos de Amigos de la Tierra. Esta asociación participa no solamente de las preocupaciones ambientales sino que incorpora también preocupaciones en la defensa de los derechos civiles. La contestación a la guerra de Vietnam es un factor básico en el proceso de aglutinamiento de estos colectivos. Para más información sobre estas cuestiones puede verse Dowie (1995).

aprobación por parte del Congreso de los Estados Unidos de la *National Environmental Policy Act (NEPA)*¹³⁴. Esta ley se planteó como la base para incorporar las consideraciones ambientales en las decisiones federales, para incrementar la información pública y la participación ciudadana, e incrementar el papel del sistema judicial en las decisiones medioambientales federales. En su comienzo esta ley expone a grandes rasgos el escenario que se ha comentado más arriba: “reconociendo el impacto profundo de la actividad del hombre en las interrelaciones de todos los componentes del ambiente natural, particularmente las profundas influencias del crecimiento de la población, urbanización de alta densidad, expansión industrial, explotación de los recursos, y los nuevos y crecientes avances tecnológicos (...)” (U.S. Congress, 1970), que sirve de marco de referencia para la nueva política ambiental que pretende implantarse.

Procedimiento NEPA como instrumento de la política ambiental preventiva

La ley NEPA se considera como uno de los instrumentos pioneros en el desarrollo de políticas ambientales preventivas, en donde aparece –por vez primera- la necesidad de un procedimiento técnico-administrativo destinado a prever los impactos que pueda ocasionar una actuación sobre el medio. Se busca de esta forma un método integrado –holístico- que considere todos los factores ambientales (biofísicos y socioeconómicos) y que permita superar las insuficiencias mostradas por el análisis coste-beneficio a la hora de integrar los efectos sobre el medio biofísico. La NEPA plantea el germen de lo que será la evaluación ambiental (EA) como una modificación y ampliación del análisis económico destinada a configurar una evaluación de corte holístico, integrador. Así, se incide en la necesidad de: “Utilizar una aproximación interdisciplinar y sistemática que asegurará el uso integrado de las ciencias naturales y sociales y de la ingeniería ambiental en la planificación y toma de decisiones que puedan tener un impacto sobre el ambiente humano” (*Sec.102.A*) (U.S. Congress, 1970). Este planteamiento consagra la función de frontera o zona de contacto, particularmente entre las ciencias naturales y las sociales, que caracteriza el corazón metodológico diseñado en origen para la disciplina de evaluación de impacto ambiental. Por tanto, la evaluación de impacto

¹³⁴ Si bien ya existen por entonces antecedentes teóricos de la economía del medio ambiente, como las propuestas de Pigou en 1920.

ambiental no viene a complementar al ACBS, sino que debía sustituirlo desde un enfoque integrador, en donde se pretende que no se pierdan las virtudes analíticas del ACBS, pero que permita incorporar la valoración –hasta el momento insuficiente- de diversos aspectos de la naturaleza. A partir de los años setenta, la NEPA viene a convertirse en la referencia básica de los instrumentos de política preventiva, fundamentalmente en América y, en no menor medida, aunque más tarde, también en Europa. Si en 1989, con motivo del decimonoveno aniversario de la NEPA se plantea (Bear, 1989): “después de 19 años, la influencia de la ley sigue siendo potente en todos los niveles del gobierno Americano y en el escenario internacional”, hoy en día puede seguir manteniéndose esa afirmación en todo su sentido.

En cualquier caso, conviene señalar que el significado de la ley NEPA supera el de una mera ley y se entiende (CEQ, 1997b) como un referente continuado de las bases de la política ambiental preventiva de los Estados Unidos, tal y como se aprueba ya en 1970. Esto tiene una importancia notable, puesto que los distintos desarrollos en materia de procedimientos o técnicas posteriores siempre mantienen como referencia indiscutible las bases propuestas en la referida NEPA, y son consideradas como expresiones detalladas de los contenidos de NEPA, que mantienen plenamente su vigencia. Esto hace que prácticamente vengamos a considerar equivalente el hablar de NEPA y de evaluación ambiental en Estados Unidos, como se expone más adelante.

Por otra parte, la importancia de NEPA no se limita a ser la referencia original de la evaluación de impacto ambiental, como se ha visto, sino que puede afirmarse que anticipa en 17 años el concepto amplio de desarrollo sostenible tal y como se define en 1987 en el informe de la Comisión Brundtland (CEQ, 1997b). Antes de que el concepto de “desarrollo sostenible” adquiriese su dimensión actual, anticiparon sus elementos básicos al proponer un escenario de “armonía productiva entre el ser humano y la naturaleza” y la posibilidad de “satisfacer los requerimientos sociales, económicos y otros de las generaciones presentes y futuras...”. Prácticamente una declaración equivalente al concepto actual de desarrollo sostenible.

La ley NEPA es uno de los documentos legales más breves que existen, aunque también puede afirmarse que es uno de los documentos más completos que existen en su género. Está dividida en dos Títulos. El primero recoge los elementos más

¹³⁵ Firmada por el Presidente Nixon el 1 de enero de 1970.

importantes de la orientación política, bajo la denominación “Declaración de la Política Ambiental Nacional” y comprende tres secciones. La primera Sección (101) incorpora los elementos básicos que justifican la necesidad de legislar para establecer una política ambiental. El apartado a) de esta sección puede considerarse una auténtica declaración de principios ambientales generales, de una sencillez y características tal que tiene, a pesar de sus casi cuatro décadas de existencia, plena vigencia: “...fomentar y promover el bienestar general, para crear y mantener las condiciones bajo las cuales pueden coexistir el hombre y la naturaleza en provechosa armonía, y satisfacer los requerimientos sociales, económicos y otros de las generaciones presentes y futuras...” (Sec. 101A) (U.S. Congress, 1970). El apartado b) de esta primera Sección define los 6 principios operativos de actuación ambiental del Gobierno Federal. Finalmente, el apartado c) de esta sección, establece de forma muy concisa los derechos y deberes de cada persona en relación con el medio ambiente: “...cada persona debe gozar de un ambiente saludable y cada persona tiene la responsabilidad de contribuir a la preservación y mejora del medio ambiente” (Sec.101.C) (U.S. Congress, 1970).

La segunda Sección (102) reúne de forma relativamente detallada un conjunto de determinaciones que permiten articular las bases del sistema de evaluación de impacto ambiental. El apartado a) tiene una importancia fundamental, puesto que incide en la necesidad, como se ha comentado más arriba, de utilizar un acercamiento interdisciplinar que asegure el uso integrado de las ciencias naturales y sociales y de la ingeniería ambiental. El apartado b) apela al desarrollo de métodos y procedimientos científicos que deberán ser impulsados por el Consejo de Calidad Ambiental, en especial para asegurar que las variables ambientales y los valores no cuantificados se consideren apropiadamente, junto con las variables técnicas y económicas. Finalmente, el apartado c) y siguientes se dedican a definir lo que constituye las bases del procedimiento NEPA¹³⁶. Respecto a estos apartados, debe destacarse (Canter, 2000) que las exigencias sobre la elaboración de los estudios de impacto ambiental no formaban parte de la propuesta inicial de lo que sería finalmente la NEPA, y que estas mismas exigencias de la sección 102, a las que se conoce como el mecanismo NEPA,

¹³⁶ Se hace equivalente el llamado “procedimiento NEPA” con el término “evaluación ambiental”, dado que la terminología referente a evaluación de impacto ambiental tiene una cierta complejidad –como se verá en el apartado de metodología–, debido al uso no siempre consistente de los términos que implica este sistema. El término “evaluación ambiental” pretende superar las limitaciones –sobre todo en los comparativos entre legislaciones de diferentes países– que han surgido en el proceso de evolución y transformación de todo este complejo conjunto de instrumentos.

se añadieron más tarde en el proceso legislativo de revisión, justo antes del último paso en el Congreso. La última Sección (103) está dedicada a las agencias del gobierno federal, con el fin de que revisen sus políticas y procedimientos para adaptarlos a la NEPA.

El Título II de la NEPA está dedicado al Consejo de Calidad Ambiental (*Council on Environmental Quality*, CEQ). El título comienza con la Sección 201, en que se establece la necesidad de remitir al Congreso un informe ambiental anual, con los contenidos básicos: (1) estado y condiciones del medio ambiente; (2) tendencias actuales y previsibles en la calidad ambiental; (3) suficiencia de los recursos naturales para satisfacer las necesidades humanas y económicas; (4) revisión de los programas y de las actividades; (5) programa para remediar las deficiencias de los programas y actividades, junto con recomendaciones legislativas. La Sección 202 está dedicada a la creación del Consejo de Calidad Ambiental, adscrito a la Oficina Ejecutiva del Presidente. Las siguientes secciones detallan las funciones del Consejo. Este Consejo cumple la función de la coordinación general de la Evaluación de Impacto Ambiental en los Estados Unidos, como se verá a continuación.

De esta forma, el texto de la NEPA, publicado en enero de 1970, contiene las bases fundamentales de lo que se ha venido en denominar proceso de evaluación de impacto ambiental¹³⁷, proceso NEPA (Bear, 1989), o NEPA/sistema de declaración de impacto ambiental (*NEPA/Environmental Impact Statement System*) (Stakhiv & Major, 1997). En el texto de la NEPA se indica la necesidad de “incluir en cada informe sobre propuestas para legislación y otras acciones federales importantes que afecten significativamente a la calidad del medio ambiente, una declaración detallada por el funcionario responsable con: (1) el impacto ambiental de la acción propuesta; (2) cualquier efecto ambiental adverso que no pueda ser evitado deberá desarrollarse en la propuesta; (3) alternativas a la acción propuesta; (4) relación entre los usos locales del ambiente humano y el mantenimiento y crecimiento a largo plazo de la productividad; y (5) deberá desarrollar cualquier afección irreversible e irrecuperable a los recursos relacionados con la acción propuesta” (Sec. 102.C) (US Congress, 1970). Esta sección establece así los contenidos básicos y nodulares de lo que ha dado en denominarse mecanismo o procedimiento NEPA. Interesa resaltar que en este texto no aparece

¹³⁷ El término “proceso de evaluación de impacto ambiental” (*environmental impact assessment process*) se amplía en este tratamiento, con las razones que se observan en el apartado de terminología, al de Evaluación Ambiental (EA).

ninguna referencia explícita a la realización de estudios de impacto ambiental, ni siquiera al término de evaluaciones de impacto ambiental, términos que, sin embargo, van a ser profusa y ampliamente usados en el futuro. La pretensión de la NEPA no es definir en sí un procedimiento, ni hacer más complejos los trámites de aprobación de cualquier legislación o acción federal, sino —y este es su objetivo— garantizar que en la toma de decisiones se tienen presentes, junto con las habituales hasta el momento, las consideraciones pertinentes al medio ambiente humano. Por eso solicita que, antes de aprobarse una iniciativa legislativa o una acción que pueda afectar significativamente a la calidad del medio ambiente, el funcionario responsable, esto es, un representante autorizado y cualificado del órgano sustantivo, emita una declaración detallada, con los contenidos básicos que se han definido. Así, el objetivo es garantizar, como se ha dicho, que se consideran en las decisiones los elementos ambientales, para lo cual es necesario un instrumento, la declaración, que vendrá a denominarse más adelante declaración de impacto ambiental (*Environmental Impact Statement*). El ámbito en que se exigen estas declaraciones es de carácter amplio¹³⁸, pues afecta tanto a las iniciativas legislativas como a las acciones (planes, programas y proyectos) de las agencias federales. También conviene incidir en que este procedimiento no se debe aplicar sobre todas las acciones sino sólo aquellas que afecten la calidad del medio ambiente. Esta cuestión también es importante, ya que la declaración se emite sobre acciones que, previamente, se ha considerado que afectan de manera significativa a la calidad del medio ambiente. Esto significa que el procedimiento NEPA no se limita sólo a la declaración de impacto ambiental, dado que existe un impacto que ha sido determinado previamente, sino que debe incluir alguna forma de valorar previamente si una determinada acción tiene o no impacto significativo, como se verá más adelante. De lo expuesto cabe resaltar entonces que el núcleo original y objetivo instrumental del procedimiento NEPA, aunque no exclusivamente¹³⁹, es la Declaración de Impacto Ambiental¹⁴⁰.

¹³⁸ Uno de los problemas más importantes en el orden práctico que ha arrastrado la NEPA ha consistido precisamente en que, prácticamente desde el principio de su desarrollo, el proceso habitual se ha centrado fundamentalmente en la evaluación de impacto ambiental de proyectos concretos, lo que le ha llevado a perder parte de su potencial como instrumento de políticas preventivas.

¹³⁹ Como se verá más adelante, las directrices de CEQ establecen un proceso previo que se llama de evaluación ambiental (*Environmental Assessment*) cuyo objetivo es definir previamente si una acción causa o no impacto significativo sobre la calidad del medio ambiente, procediendo en caso afirmativo a la declaración de impacto ambiental.

¹⁴⁰ En la presente tesis se apoya que esta cuestión —sobre la que no se ha incidido excesivamente— es fundamental para comprender el origen, evolución y expansión de la NEPA. Desafortunadamente, desde el principio, numerosos autores han planteado que el elemento fundamental del procedimiento es el Estudio de Impacto Ambiental cuando este no sería sino un

Estas determinaciones básicas de la metodología del proceso NEPA se complementan con las directrices del CEQ de 1971 y 1973. Las primeras tienen por objeto coordinar el proceso NEPA, particularmente en relación con la revisión de los borradores de las declaraciones de impacto ambiental (CEQ, 1971). Para ello se añaden dos nuevos apartados a los cinco que se exigen inicialmente para las declaraciones detalladas: uno al principio, que consiste en una descripción de la acción propuesta; y otro al final, con el objeto de que se incorporen y discutan los problemas y objeciones presentadas por los que revisan la declaración de impacto ambiental. Estas dos nuevas incorporaciones completan el cuerpo metodológico básico del proceso NEPA en el horizonte temporal de 1971.

Posteriormente, en 1973 el CEQ, a través de sus nuevas directrices (CEQ, 1973) propone a las agencias federales la adición de dos nuevos apartados en los documentos de declaración detallada: (a) sobre la relación existente entre la actuación propuesta y los planes vigentes de usos del suelo, las políticas y los controles en el medio ambiente; (b) que se indiquen qué otros intereses y consideraciones de la política federal se prevén para disminuir los efectos ambientales adversos de la acción propuesta. Estas directrices incluyen también diversas ampliaciones de los apartados que constituyen el procedimiento de evaluación de impacto ambiental. En la tabla 2.1 adjunta se muestran las aportaciones graduales que vienen a componer básicamente los contenidos del procedimiento de impacto ambiental.

Apartado de metodología del proceso NEPA en la declaración detallada	Referencia
1. Descripción de la actuación que se propone, presentación de sus objetivos y una descripción del medio afectado	CEQ, 1971
2. Relación de la actuación propuesta con los planes de uso del suelo, las políticas y los controles de la zona afectada	CEQ, 1973
3. Impacto previsible que produciría sobre el medio ambiente la actuación propuesta	NEPA, 1970 CEQ, 1973
4. Alternativas de la actuación propuesta, incluso aquellas que escapan a la responsabilidad del organismo competente	NEPA, 1970 CEQ, 1973
5. Cualquier efecto ambiental que sea inevitable	NEPA, 1970 CEQ, 1973
6. Relación existente entre los usos antrópicos locales a corto plazo y el mantenimiento y mejora de la productividad a largo plazo	NEPA, 1970 CEQ, 1973
7. Cualquier asignación de recursos de carácter irreversible o irrecuperable que se produzca como consecuencia de la realización de la actuación propuesta	NEPA, 1970 CEQ, 1973
8. Una indicación sobre qué otros intereses y consideraciones de la política	CEQ, 1973

documento o documentos previos, existentes o realizados ad hoc – no formalizados- que permitiera llevar, a través del proceso de evaluación ambiental (el que determina si hay impacto significativo o no) a realizar la Declaración de Impacto Ambiental.

Apartado de metodología del proceso NEPA en la declaración detallada	Referencia
federal se cree que contrarrestarán los efectos ambientales adversos de la actuación propuesta	
9. Discusión de los problemas y objeciones presentadas por los que revisan el estudio	CEQ, 1971

Tabla 2.1. Aportaciones metodológicas al proceso NEPA hasta 1973 (elaboración propia)

Así pues, a mediados de los años setenta, ya está definido con bastante precisión el cuerpo metodológico del procedimiento de evaluación de impacto ambiental. Este cuerpo gira en torno a la declaración de impacto ambiental, tal y como se ha señalado, que es el objetivo instrumental previsto por la NEPA. Como se verá en el apartado de evolución histórica del proceso NEPA, en estos años se produce una cierta dispersión metodológica y un desenfoque del objetivo instrumental que representan las declaraciones detalladas. Los documentos se hacen extensos y complejos, y queda en cuestión algunos elementos básicos del proceso como es la definición de los impactos que son realmente significativos. A esta situación se responde desde la Presidencia con la aprobación de un conjunto de regulaciones (de fuerza legal) por parte de CEQ, en los que se estabiliza el sistema de evaluación de impacto ambiental. Un sistema que no atiende solamente al proceso de declaración de impacto (u objetivo instrumental), sino que incluye el conjunto de pasos que hay que dar en cualquier caso, tanto aquellos que conducen a una declaración de impacto como los que no conducen a ésta.

De esta forma, a partir de 1978, los procedimientos de las distintas agencias federales (inspirados por la regulación de CEQ de 1978) requieren el establecimiento de criterios específicos e identificación de tres clases de acciones: las que afectan significativamente a la calidad del medio ambiente, y por tanto requieren la realización de una declaración de impacto ambiental (*environmental impact statement*); aquellas cuyos impactos no tienen el carácter de significativos o existen dudas sobre esta calificación, casos que requieren la preparación de una evaluación ambiental (*environmental assessment*); y, finalmente, aquellas actividades que por su nulo o muy reducido impacto quedan excluidas categóricamente¹⁴¹ (*categorically excluded*) del procedimiento NEPA. Este planteamiento define las líneas fundamentales de la metodología NEPA. Así pues, el procedimiento NEPA, tal y como queda estabilizado a partir de 1978 es un

¹⁴¹ Como se verá más adelante, esta división de actividades marca una diferencia determinante respecto a la metodología de EIA de la escuela europea, ya que mientras ésta última define por categorías aquellos proyectos (o actividades) que requieren el proceso de EIA, la metodología de NEPA actúa por exclusión previa de las actividades que no requieren procedimiento de EIA.

procedimiento gradual de exclusiones sobre el conjunto de las acciones posibles a desarrollar por las agencias federales. En este punto conviene volver a señalar que el término “acciones” no se limita a proyectos sino que incluye iniciativas legislativas, políticas, planes y programas¹⁴². Sin embargo, el olvido de esta dimensión, que supera el ámbito limitado de los proyectos, ha sido una de las causas más notables de la pérdida de eficacia potencial del mecanismo NEPA.

Siguiendo entonces el orden del proceso podemos definir con más precisión los actos previos, que pueden detener el proceso de evaluación, como son el paso de exclusiones categóricas y la evaluación ambiental¹⁴³. Las exclusiones categóricas se refieren a los actos relacionados con categorías predefinidas que, individual o acumulativamente, no tienen efectos significativos sobre el medio ambiente humano. Por tanto, no requiere documentación de análisis ambiental. Las agencias pueden hacer listados bien de acciones específicas o de clases de acciones con criterios y ejemplos como guía. A pesar de esto, las agencias federales deben estar atentas a la existencia de circunstancias extraordinarias en las que una acción normal excluida puede tener un efecto ambiental significativo. Por su parte la evaluación ambiental (EA) debe ser un documento público conciso que se prepara para conseguir varios objetivos: (1) proveer suficiente evidencia y análisis para determinar en qué casos debe prepararse una DIA; y (2) ayudar a las agencias para ajustarse a la NEPA cuando no es necesaria una DIA. Una evaluación ambiental debe incluir una descripción breve de las necesidades para las propuestas, de las alternativas requeridas por la NEPA, y de los impactos ambientales de la acción propuesta y de las alternativas. Debe incluirse un listado de las agencias y personas consultadas. Una evaluación ambiental puede llevar a una de dos conclusiones: (1) recomendación de impacto no significativo (*Finding of No Significant Impact, FONSI*); o (2) la decisión de preparar una declaración de impacto ambiental. Tanto la EA como la FONSI son documentos públicos, y la agencia responsable de su preparación deben involucrar al público de forma adecuada. A pesar de que la EA y FONSI son instrumentos valiosos e incluso esenciales, han estado sujetas muy a menudo a dos tipos de abusos (Bear, 1989). Por una parte, el análisis de EA se ha

¹⁴² No obstante, en las revisiones que se hacen de la NEPA a 20 y 25 años de su promulgación, se incide sobre el hecho de que la inmensa mayoría de los procedimientos NEPA se han centrado exclusivamente en proyectos, lo que ha reducido su potencial de aplicación en la conservación y mejora del medio ambiente.

¹⁴³ Ya se han explicado las razones por las que empleamos el término ‘evaluación ambiental’ como genérico de un conjunto amplio de procedimientos, aunque como vemos en NEPA este término esté aplicado a un paso concreto del procedimiento NEPA.

reducido en ocasiones a un formato de una página, lo que cuestiona si la decisión acerca de preparar una DIA es suficiente. Por la parte contraria, en ocasiones la EA se hace como si fuera casi una DIA, con los mismos contenidos de ésta. Ambos casos se alejan del objetivo inicial discriminador previsto para la evaluación ambiental.

Se observa que la clave para discriminar en este árbol de procedimientos del mecanismo NEPA es la existencia o no de acciones que, de forma individual o acumulada, tengan efectos significativos sobre el ambiente humano. De ahí la importancia práctica de la definición de “significativos”. La cuestión de qué se entiende por significativo, que puede hacer o no necesario la elaboración de una declaración de impacto ambiental, es a menudo la mayor dificultad. De hecho los desacuerdos sobre si una acción propuesta tiene o no efectos significativos ha sido la razón más frecuente para los litigios sobre NEPA, al menos en sus primeros veinte años. Esta indefinición tiene su origen en los propios reglamentos de CEQ, en donde no se precisa el término de significativos, sino que aportan elementos de debate sobre los factores que deben considerarse por cada agencia federal cuando elaboran sus propios procedimientos NEPA y donde se consideran las acciones propuestas. Los reglamentos de CEQ inciden en la necesidad de considerar “significativo” en términos de contexto y de intensidad (Bear, 1989). La referencia al contexto indica que las acciones propuestas deben analizarse en relación con el marco social y ambiental en que van a producirse. Por su parte, los factores que considera el término de intensidad incluyen: (1) el grado en que la acción propuesta puede afectar a la salud y seguridad pública; (2) las características particulares del ámbito geográfico en que pretende desarrollarse la acción; (3) el grado de controversia sobre los impactos ambientales; (4) el grado de incertidumbre de los impactos o el desconocimiento de sus riesgos; (5) el valor de la acción propuesta; (6) la presencia de efectos acumulativos; (7) los posibles efectos sobre los recursos históricos, científicos o culturales; (8) el grado en que la acción puede afectar a especies amenazadas o a su hábitat; (9) e incluso si la acción propuesta puede suponer una infracción de leyes federales, estatales o locales. Un punto muy importante que se pasa habitualmente por alto es que el término de significativo según la NEPA debe aplicarse tanto a impactos beneficiosos como adversos (Bear, 1989).

Siguiendo con el procedimiento NEPA llegamos al paso final que es la Declaración de Impacto Ambiental (DIA) (*Environmental Impact Statements, EIS*). El objetivo

primordial de una DIA es que sirva como instrumento para interiorizar las políticas y objetivos definidos en la NEPA en los programas y acciones desarrollados por el gobierno federal. Debe proporcionar una discusión profunda y amplia de los impactos ambientales significativos e informar tanto a quienes toman las decisiones como al público en general de las alternativas razonables que puedan evitar o minimizar los impactos adversos o incluso para incrementar la calidad del medio ambiente. Al preparar una DIA, las agencias deben fijarse en los aspectos ambientales significativos y sus alternativas, y reducir el papel generado (*paperwork*) y la información básica innecesaria. Los textos deberían ser concisos, claros y precisos, y deberían aportar evidencias suficientes de que las agencias han efectuado el análisis ambiental necesario. Como se expone en los reglamentos del CEQ, el objeto de la DIA incluye un amplio rango de acciones; mucho más que los proyectos constructivos que a menudo se asocian al desarrollo de la NEPA. Por ejemplo, el término de “acciones” incluye la adopción de reglas, reglamentos, propuestas legislativas, tratados y convenciones internacionales o acuerdos, y adoptar programas. En la tabla 2.1 se han detallado los contenidos básicos que, de acuerdo con NEPA, debe incluir una declaración detallada, o Declaración de Impacto Ambiental.

Tiene gran importancia resaltar que hay dos tipos de declaraciones de impacto ambiental que vienen recibiendo mucha menos atención que las típicas declaraciones de impacto ambiental de proyectos específicos, y son las de programas (*programmatic EISs*) y las de legislación (*legislative EISs*). Las declaraciones de impacto ambiental de programas deberían prepararse por las agencias previamente a sus decisiones respecto a políticas, planes o programas que puedan tener impactos ambientales significativos. Esta debería realizarse bajo la técnica *scope*, seguida en las fases subsiguientes de las declaraciones de proyectos específicos. El proceso mediante el que se prepara una declaración amplia o marco, y mediante la cual se va focalizando posteriormente los documentos NEPA se conoce como proceso gradual (*tiering*).

Las declaraciones legislativas deben comprender una declaración detallada sobre las propuestas legislativas que puedan afectar significativamente la calidad del medio ambiente humano. Aunque con algunas modificaciones, el proceso de preparación de las declaraciones legislativas es semejante al de las propuestas para acciones ejecutivas programáticas.

Evolución metodológica y práctica del procedimiento NEPA

El procedimiento NEPA es el resultado de un vasto proceso de agregación de diferentes regulaciones y procedimientos técnicos y administrativos nucleados en torno a la NEPA, publicada en 1970 y cuya estructura y contenidos se acaban de exponer. A grandes rasgos pueden considerarse tres fases en el proceso de conformación de la evaluación ambiental en los Estados Unidos. Una primera fase, durante los primeros siete años de la década de los setenta, caracterizada por un proceso muy expansivo y débilmente coordinado de generación de directrices y normas técnicas. Una segunda fase, entre finales de los años setenta y los ochenta, caracterizada por un proceso de concreción vía reglamentaria de los procesos de evaluación ambiental, bajo una coordinación más intensa. Y finalmente, una tercera fase, a partir de los años noventa, caracterizada por un proceso de revisión crítica permanente de los diferentes aspectos prácticos de aplicación de la NEPA. En todo este proceso, el Consejo de Calidad Ambiental, tal y como prevé el mandato de la ley NEPA en que se constituye el organismo, tiene un claro papel como coordinador e impulsor del mecanismo NEPA. A continuación veremos en detalle este proceso evolutivo.

La primera fase de la evolución de NEPA ocupa un período de unos siete años, entre su promulgación y el año 1977. En los años 1971 y 1973 el Consejo de Calidad Ambiental elaboró directrices sobre la evaluación de impacto ambiental para orientar a las agencias federales. Se hace la observación de que las directrices del CEQ tienen carácter orientativo, siendo exclusivamente los reglamentos los que son de carácter obligatorio. Al mismo tiempo, a principios de los años setenta, diversas agencias y departamentos del gobierno federal han generado manuales y guías para la implantación del proceso de evaluación de impacto ambiental. El Departamento de Interior se encuentra entre los primeros que redactan estos manuales, destacando las instrucciones (Department of the Interior, 1980): Protección y mejora de la calidad ambiental (1970, 1971, 1980); Toma de decisiones (1970, 1971, 1980); Gestión del procedimiento NEPA (1970, 1971, 1980); Revisión de evaluaciones ambientales preparadas por otras agencias federales (1970, 1972). Las aportaciones metodológicas de la Agencia de Protección Ambiental (*US Environmental Policy Agency*), en adelante US EPA, merecen ser destacadas por su importancia (US EPA, 1973a; US EPA, 1973b; Canter, 2000). Durante la década de los setenta más de 70 organismos federales

emitieron también directrices sobre las políticas y procedimientos a seguir en respuesta a las exigencias de la NEPA. Debido a esta multiplicidad de directrices, se generó una confusión considerable en cuestión de terminologías, exigencias de tiempo y muchos otros aspectos relevantes (Canter, 2000). Los análisis sobre la eficacia de la NEPA hacia el año 1977 revelan importantes disfunciones relacionadas por una parte con la excesiva longitud de los documentos y por otra con diversos fallos relativos al efecto del proceso NEPA en la toma de decisiones. Los analistas observan también que la falta de uniformidad en el procedimiento para los distintos organismos del gobierno federal y la incertidumbre acerca de los requisitos agravaron estos problemas. En consecuencia, en 1977, el Presidente Carter ordena al CEQ que elabore unos reglamentos destinados a las agencias federales con el objeto de hacer el procedimiento más uniforme y eficiente (Bear, 1989).

El segundo período del procedimiento NEPA abarca desde finales de los años setenta hasta finales de los ochenta. En el año 1978 el CEQ elabora un reglamento, como norma de cumplimiento obligatorio por parte de las agencias federales a partir de 1979 (CEQ, 1979). Al preparar los nuevos reglamentos el CEQ realiza un notable esfuerzo para obtener y responder a las preocupaciones de todas las partes, públicas y privadas, afectadas o interesadas en el procedimiento NEPA. Los reglamentos se redactan con el objeto fundamental de reducir las demoras y el papeleo que había caracterizado al procedimiento, buscando un resultado que fuera más útil para el responsable de la toma de decisiones. En su redacción final, el reglamento de 1978 señala “(...) en última instancia lo que cuenta son las mejores decisiones, no los mejores documentos. El propósito de NEPA no es generar documentos –ni siquiera excelentes documentos- sino promover excelentes acciones” (CEQ, 1978). Como consecuencia de estos reglamentos, los organismos federales¹⁴⁴ volvieron a revisar sus directrices, formulándolas como reglamentos de contenidos conformes a los nuevos reglamentos de CEQ. En el orden de la cooperación de las agencias gubernamentales de mayor implicación en la materia, puede señalarse que en 1978, el Consejo de Calidad Ambiental (CEQ) y la Agencia de Protección Ambiental (EPA) establecen un Memorandum de acuerdo sobre el reparto de responsabilidades de las dos agencias

¹⁴⁴ Department of Agriculture, Department of Defense, Department of Energy, Department of Interior Minerals Management Service, Department of Transportation, Federal Highway Administration, Department of the Interior Bureau of Land Management, US Fish and Wildlife Service, US Geological Service.

para asegurar la adecuada implementación de la NEPA desde el gobierno. Esas responsabilidades son consistentes con las regulaciones de CEQ de 1978 (40 CFR Parts 1500-1508), delegando en la EPA las tareas de control documental de las evaluaciones de impacto ambiental. En 1984 y dentro de este esfuerzo de coordinación, especialmente entre CEQ y EPA, esta última formaliza documentalmente (US EPA, 1984) toda la política y procedimientos para revisar y comentar las acciones federales cuyo impacto ambiental pueda afectar la calidad del medio ambiente. En 1981 y en una revisión posterior de 1986, CEQ edita un complemento a las regulaciones de 1978 que se estructura como las cuarenta preguntas más frecuentes relativas a la NEPA de la CEQ (CEQ, 1986). A finales de los años 80, el procedimiento NEPA empieza a incorporar también preocupaciones que se están convirtiendo en materia de debate internacional, momento en que el CEQ planifica que las distintas agencias federales vayan incorporando en los documentos preparados a partir de NEPA dos elementos de gran importancia y que surgen como intereses dominantes en esa época: el cambio climático global y la conservación de la biodiversidad.

La tercera etapa del procedimiento NEPA se desarrolla en los años noventa y hasta la actualidad. Un hito fundamental de la revisión del procedimiento tiene lugar con ocasión de haber superado ya el 25 aniversario de la NEPA. El Consejo de Calidad Ambiental elabora un estudio detallado (CEQ, 1997b) que tiene como objeto examinar la efectividad de la NEPA e identificar aquellos factores críticos que puedan contribuir a asegurar el éxito del proceso NEPA. Dicho estudio se realiza con la participación de numerosos agentes involucrados tanto en el proceso como en los resultados esperables del mecanismo NEPA. El trabajo de estos agentes ha permitido identificar cinco elementos del proceso NEPA que son críticos a la hora de implementar el proceso con eficacia y eficiencia: (1) la planificación estratégica, o el modo en que las agencias integran los objetivos de NEPA en sus procesos de planificación en los estadios tempranos; (2) la información y participación pública; (3) la coordinación entre agencias federales; (4) la aproximación interdisciplinar centrada en el territorio para la toma de decisiones; y (5) la aproximación a una gestión flexible basada en elementos

científicos una vez que se aprueban los proyectos¹⁴⁵. Respecto al primer punto, la planificación estratégica, los participantes en el estudio citado encuentran que el proceso NEPA a menudo tiene su efecto demasiado tarde como para ser completamente efectivo. Al mismo tiempo, los gestores de las agencias que han interiorizado el uso de NEPA han descubierto que les ayuda a realizar adecuadamente su trabajo. Se entiende que los requerimientos de NEPA en el sentido de considerar alternativas e implicar más al público y a otras agencias con expertos puede mejorar las propuestas pobres, reducir la cantidad de documentación en movimiento y apoyar la innovación. NEPA ayuda a los gestores a tomar decisiones mejores, produce mejores resultados y construye el consenso con las comunidades afectadas. Afortunadamente, muchas agencias están haciendo progresos al incorporar procesos más comprehensivos y estratégicos para la toma de decisiones. En relación con el segundo punto, la información y participación pública, los participantes en el presente estudio destacan que el proceso NEPA ha abierto los procesos federales a la participación pública, y están convencidos de que ha mejorado la eficiencia del diseño e implementación de los proyectos. Sin embargo, es importante destacar el hecho de que los ciudadanos muchas veces se sienten frustrados ya que son tratados más como adversarios que como participantes deseados en el proceso NEPA. Una de las vías para resolver este problema sería incrementar la participación pública con documentos sencillos, aunque menos comprehensivos, del proceso de análisis ambiental que lleva a la evaluación ambiental. Respecto a la cuestión relativa a la coordinación entre agencias, los participantes en el estudio han concluido que la coordinación entre agencias bajo la NEPA ha evitado o resuelto muchos conflictos, que ha reducido la duplicación de esfuerzos y ha mejorado el proceso ambiental. Las agencias federales, estatales y locales están incrementando el uso de instrumentos como acuerdos de colaboración entre agencias desde el comienzo del proceso para coordinar los cronogramas y resolver disputas. En relación con el cuarto punto, sobre la aproximación interdisciplinaria basada en el territorio para la toma de decisiones, la experiencia de la NEPA ha puesto de manifiesto que las mejores decisiones —aquellas que responden a las necesidades de la comunidad y minimizan los impactos ambientales adversos sobre el medio ambiente—

¹⁴⁵ En el estudio de referencia (CEQ, 1997b) se utiliza genéricamente el término proyecto que, como se ha visto, tiene una dimensión amplia según el sentido de NEPA que incluye también la evaluación de programas, políticas y actos legislativos; en este sentido puede considerarse que el uso del término proyecto en este texto sería equivalente al más amplio de “acciones”.

requieren una perspectiva integrada que sólo puede alcanzarse incorporando expertos e información de muchos campos y fuentes, incluyendo las agencias estatales y locales. Las agencias federales están empleando o desarrollando nuevos indicadores ambientales, comparables a los indicadores económicos, para conseguir una información más consistente sobre la situación de los recursos en el tiempo y en el espacio. Al mismo tiempo, las agencias están incorporando nuevos métodos y herramientas como los sistemas de información geográfica para considerar enfoques más focalizados y los efectos acumulativos. Finalmente, en relación con el quinto punto, o aproximación a la gestión flexible de base científica, la mayor parte de los participantes en el estudio piensan que las agencias deberían hacer el seguimiento de los impactos de los proyectos una vez que están implantados, tanto para asegurar que las medidas correctoras son efectivas y verificar las predicciones de impacto. Varias agencias ya están usando la experiencia que han obtenido en el seguimiento para mejorar los análisis de proyectos similares en el futuro. Los participantes en el estudio consideran que el proceso de gestión ambiental adaptativa es una oportunidad para restaurar los daños ambientales cuando los recursos naturales no han quedado dañados permanentemente, pero además es un sistema adecuado para desarrollar las funciones específicas de cada agencia y los objetivos generales de NEPA.

Esta tensión de cambio sobre el procedimiento NEPA no se agota con los requerimientos expuestos. A partir de finales de los años noventa, los debates sobre la práctica y alcances de este procedimiento se extienden hacia el campo de la evaluación ambiental estratégica y muy especialmente hacia la propuesta de orientación hacia el desarrollo sostenible. La NEPA plantea una visión inclusiva y comprehensiva del medio ambiente. NEPA anticipa en más de dos décadas diversos conceptos que hoy en día se manejan de forma habitual, como el desarrollo de la responsabilidad e implicación local, el desarrollo sostenible y la responsabilidad de gobierno (*government accountability*). NEPA anticipa la idea de que la sociedad debería tener “un desarrollo que satisfaga las necesidades del presente sin comprometer las capacidades de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades”, una definición que ha alcanzado eco mundial por el informe de la Comisión Brundtland de 1987, titulado *Nuestro Futuro Común*, y por la Conferencia de las Naciones Unidas de 1992 sobre Medio Ambiente y Desarrollo en Río de Janeiro. NEPA también anticipa las

recomendaciones de 1996 del Consejo Presidencial en Desarrollo Sostenible (PCSD) “un Estados Unidos sostenible, con un crecimiento económico que proporcione oportunidades equitativas para satisfacer las necesidades y una segura, saludable y alta calidad de vida para las generaciones actuales y las futuras. Nuestra nación protegerá su medio ambiente, sus recursos naturales básicos, y las funciones y viabilidad de los ecosistemas de los que depende toda la vida” (PCSD, 1996). De forma muy parecida, tanto los elementos de sostenibilidad del PCSD como la NEPA se refieren a: (1) la integración de las necesidades humanas, ambientales y económicas; (2) la participación pública en la toma de decisiones; (3) la equidad intergeneracional; (4) el reconocimiento de las relaciones entre el crecimiento de la población y la densidad, tecnología, industria y otras influencias en el medio ambiente; (5) la incorporación de estos objetivos en todas las políticas de la agencia federal; (6) la consistencia de las políticas de las agencias; y (7) la cooperación entre agencias, gobiernos locales y estatales, entidades privadas, y la comunidad internacional.

Procedimiento NEPA: luces, sombras; tendencias y retos

Como observamos, el procedimiento NEPA o EIA, tiene un valor extraordinario en la práctica ambiental de las últimas décadas. El profesor Caldwell, de Indiana University, redactor principal del texto de 1969, es una de las voces más autorizadas sobre NEPA. Según Caldwell (1998) NEPA representa una reconfiguración a largo plazo de los supuestos y valores de la sociedad y gobierno americanos y representa también una tendencia emergente en todo el mundo. Pero además la NEPA ha propiciado la mayor contribución estratégica para los cambios en el siglo XXI de cara a encontrar una estructura institucional en que puedan tratarse con seguridad y efectividad los temas globales. Más allá, Caldwell plantea que la evaluación ambiental fue, y es, un aspecto innovador de la formación de las políticas públicas (Caldwell, 2000). Otros importantes autores, como Ray Clark, afirman que EIA es una de las mayores ideas del siglo XX, otorgándole incluso la cualidad de instrumento dinamizador de la democracia en algunos países (Clark, 2000). Prueba de esta importancia es el proceso de expansión interno de la NEPA en los Estados Unidos, que en 2003 ya alcanza a 17 estados que tienen definidos en su legislación propia requerimientos de política ambiental asimilables a los de NEPA: California, Connecticut, District of Columbia, Georgia,

Hawái, Indiana, Maryland, Massachusetts, Minnesota, Montana, New York, North Carolina, Puerto Rico, South Dakota, Virginia, Washington y Wisconsin¹⁴⁶. Debido en gran parte a la NEPA, en muchas partes del mundo se reconoce el liderazgo de los Estados Unidos en la gestión ambiental (CEQ, 1997). La NEPA ha sido un referente para 17 estados de la Unión y más de 100 países en todo el mundo (Clark, 2000), y ha servido como modelo para las evaluaciones de impacto ambiental de instituciones globales como el Banco Mundial. Actualmente son 120 países los que tienen incorporada la EIA a sus normas o prácticas ambientales (Glasson *et al.*, 2005). En los países en desarrollo¹⁴⁷ Asia emerge a la hora de establecer las prácticas de EIA, donde China acumula ya una práctica de más de 20 años de experiencia con la EIA. Desde 1970, este proceso de expansión y difusión normativa de la NEPA es tal vez el más importante producido nunca en el ámbito legislativo medioambiental. El detalle de este proceso, y en particular el momento en que es incorporado por los distintos países, tiene una importancia clave a la hora de definir las bases metodológicas de los procedimientos de evaluación ambiental adaptados en los diversos países.

Junto a la magnitud de la expansión del procedimiento NEPA a las cualificadas valoraciones de Caldwell y de Clark, uno y otro no dejan de reflejar también importantes análisis críticos. Así, Caldwell señala que el procedimiento NEPA nunca se planteó para generar gruesos volúmenes, para retrasar proyectos, o para costar millones de dólares, sino que fue diseñado para ayudar a los responsables de tomar decisiones a elegir entre diferentes direcciones estratégicas. Otra dificultad que observa es la separación entre el proceso de evaluación y la toma de decisión. Según Caldwell esta separación es contraria a los objetivos de NEPA. No obstante, la Corte Suprema de los Estados Unidos ha limitado los requerimientos de la evaluación ambiental a una mera información que las agencias federales deben considerar, pero sin que signifique afectar a las decisiones políticas. Por su parte, Clark señala que en los Estados Unidos la EIA ha sido criticada por tener un coste excesivo, por estar preparada después de que la decisión se haya tomado y por provocar conflictos y litigios. Este autor recuerda a Fairfax, quien con su artículo “*A disaster in the environmental movement?*” escrito en la revista *Science* en el año 1978, se convierte en uno de los primeros críticos del

¹⁴⁶ Fuente: *Council Environmental Quality (CEQ)* : <http://ceq.eh.doe.gov/nepa/regs/states/states.cfm>

¹⁴⁷ En contraste, el continente africano es donde menos se desarrolla la legislación ambiental (Utzinger *et al.*, 2005), y en particular la legislación referida a evaluación ambiental.

procedimiento NEPA. Fairfax argumenta que la NEPA asume de forma equivocada que existe una información perfecta que se transmite a través de una organización estructurada y disciplinada hasta un responsable de la decisión (*decision-maker*) quien sopesa las consideraciones técnicas, económicas y ambientales para optimizar el uso de los recursos. Continúa Fairfax exponiendo que las decisiones se elaboran incrementalmente, con información imperfecta, y que por tanto es costoso e inútil usar recursos de gestión y analíticos de esta forma. Son también frecuentes las críticas al procedimiento EIA de proyectos por cuanto se entiende que es un procedimiento tardío, en un estadio en que apenas pueden anticiparse decisiones estratégicas en un marco de sostenibilidad. Clark (2000) plantea diez puntos críticos sobre los que debe actuarse para resolver las limitaciones de la práctica de EIA y convertir el procedimiento –a través de la dimensión estratégica- en más atractivo para los gestores (*policy-makers*): (1) definición, (2) organizaciones, (3) datos, (4) incertidumbre, (5) litigios, (6) indefinición, (7) capacidad y conocimiento, (8) voluntades políticas, (9) papel del público, y (10) integración. Respecto a la última de las limitaciones, la integración, la exposición de Clark (2000) no deja lugar a dudas: “Siempre ha existido un debate en la comunidad americana de especialistas de EIA acerca de si la evaluación de impacto ambiental es más un instrumento objetivo y analítico, o si es una herramienta integradora y de planificación. Esto es, si la EIA integra los aspectos económicos, sociales y ambientales en un análisis para los responsables de la toma de decisiones. Sin embargo, de forma general la EIA en los Estados Unidos viene limitando su ámbito a los impactos biofísicos de una decisión. Esto no es útil para las decisiones del nivel estratégico porque hay otros muchos factores que son importantes. De esta forma, la EAE ofrece la oportunidad de combinar el desarrollo económico, la protección ambiental y el bienestar de la comunidad en un solo análisis, no en tres.” El análisis del conjunto de estos diez elementos, junto con la propuesta de soluciones, como cara y cruz de una realidad, se exponen con mayor detalle en el capítulo de evaluación ambiental estratégica. También Andrews (1997) sugiere que una de las limitaciones más importantes de NEPA ha sido su escasa influencia en los niveles críticos de las decisiones federales en los niveles de políticas, programáticos y legislativos. Este autor cita una serie de políticas públicas que han tenido resultados ambientales perversos: fórmulas de pago por cosecha en la agricultura, ventas de

madera por debajo del coste de producción, subsidios a los combustibles fósiles y a la minería, e inversiones diferenciales en autopistas en contraposición a los transportes colectivos.

Como se ha visto, el procedimiento NEPA es un procedimiento vivo, insertado en las necesidades sociales y científicas de su ámbito de aplicación, y por tanto definido por una dinámica de adaptación continuada. Así el avance permanente en la práctica del mecanismo NEPA está poniendo sobre la mesa diversos retos y preocupaciones, cuya resolución se convierten en tendencias de futuro del propio proceso NEPA en Estados Unidos. En esta situación y reconociendo el tirón, como referente internacional, que ha tenido la práctica de NEPA, podríamos estar hablando de algunos de los temas que van a ser debatidos e incorporados en la agenda ambiental internacional¹⁴⁸ en los próximos años. Estos temas son relativamente numerosos, aunque pueden agruparse en tres bloques: a) tendencias que resultan de adoptar nuevas técnicas, o de incorporar nuevas técnicas que proceden de otros campos y que completan el proceso de evaluación de impacto ambiental: evaluación de efectos acumulativos, técnicas de análisis del ciclo de vida, modelos matemáticos, técnicas de análisis de riesgos; b) ampliaciones en el enfoque del procedimiento NEPA de evaluación de impacto ambiental: que haya una participación mayor de las minorías étnicas en el proceso de evaluación de impacto ambiental¹⁴⁹, que se incremente la consideración de los impactos sobre la salud pública y los impactos sociales, que se consideren los impactos derivados de situaciones o acontecimientos extraordinarios, así como un uso más intenso y apropiado de la evaluación de impacto ambiental en la cooperación internacional al desarrollo; y c) tendencias que implican la incorporación de cambios metodológicos de mayor calado o la integración de prácticas de gestión de otros espacios disciplinares, como pueden ser: técnicas probabilísticas e incorporación de la lógica borrosa a las evaluaciones ambientales, la planificación estratégica y la

¹⁴⁸ A esta influencia inequívoca, se debe añadir la influencia creciente en diversas políticas ambientales desde la Unión Europea.

¹⁴⁹ La protección del medio ambiente y la participación ciudadana en USA tiene características especiales en ámbitos con presencia de tribus indias y nativos de Alaska. La sensibilidad social hacia estos colectivos, y su estatus jurídico, que reconoce la capacidad de autogobierno de las tribus indias en sus territorios, han determinado la necesidad de considerar con mayor atención los intereses de estos colectivos minoritarios. El Memorandum de la Presidencia de 1994 establece relaciones Gobierno a Gobierno con los gobiernos tribales de los nativos americanos (US President, 1994). El Grupo de Trabajo de Indios americanos y nativos de Alaska, del Consejo de Política Interior de la Casa Blanca, ha redactado el Manual de Asistencia para medio ambiente de las Tribus (WHDPC, 1999), cuya misión es favorecer los intercambios de información entre tribus y las agencias federales de los distintos sectores. Asimismo puede destacarse la Orden Ejecutiva 13175 de la Presidencia de los Estados Unidos (US President, 2000) que establece las bases de consulta y coordinación con los gobiernos tribales indios.

gestión adaptativa. Dentro de este último grupo merece mención diferenciada las tendencias y retos para definir un procedimiento NEPA realmente integrado, así como la necesidad de incorporar los elementos críticos de la propuesta transicional hacia el desarrollo sostenible.

2.3 EA: COMPONENTES, EVOLUCIÓN, ESTADO Y RETOS

En este apartado se desarrolla una aproximación taxonómica al conjunto de los instrumentos relacionados directamente o indirectamente con la evaluación ambiental (según el concepto amplio que hemos definido más arriba). Para ello se distingue una familia, de tipo evaluativo, que comprende los instrumentos primarios y secundarios que comparten las bases metodológicas de lo que hemos dado en llamar la ‘evaluación ambiental’. Incluiremos también la familia de los instrumentos analíticos auxiliares a la evaluación ambiental. En primer lugar vamos a realizar una descripción de los más importantes de todos ellos (la descripción de los instrumentos primarios, como son la EIA y EAE queda referida a los capítulos 3 y 4 siguientes, que por su importancia están dedicados exclusivamente a cada uno de estos instrumentos).

Posteriormente introducimos un esquema dinámico del papel que juegan los distintos agentes en la configuración normativa, metodológica, académica y práctica de los diversos instrumentos que analizamos. Una cuestión que tiene gran importancia puesto que constituye la base del proceso evolutivo que hemos podido observar en estos instrumentos.

Posteriormente se realiza una propuesta taxonómica más detallada y, relacionada con ésta, una propuesta de esquema evolutivo tanto de los instrumentos primarios como de los instrumentos secundarios de evaluación ambiental. A pesar de su interés, en nuestra opinión, no hemos encontrado en la literatura, como veremos, más que algunas propuestas que esbozan esta cuestión, por lo que la que se presenta tiene un carácter tentativo, sugiriendo una posible línea de trabajo futuro cuyo objetivo fundamental es clarificar el espacio conceptual del conjunto de instrumentos y, en su caso, poder operar en el mismo con vistas al metaobjetivo que constituye la orientación hacia los postulados del desarrollo sostenible. Por esta razón se incorporan a los instrumentos primarios y secundarios que analizamos, la nueva generación de instrumentos explícitamente orientados a la sostenibilidad. En el presente apartado procuramos determinar la existencia o no de un sistema de evaluación ambiental, las tendencias que observamos en la evaluación ambiental como conjunto (dado que las tendencias específicas de la evaluación de impacto ambiental y de la evaluación

ambiental estratégica las estudiaremos en sus capítulos correspondientes), así como los retos generales que se plantean a la familia de instrumentos de evaluación ambiental. Las tendencias y retos son tratados de forma integrada y en mayor detalle en el capítulo de conclusiones, donde se ponen en relación con el conjunto de elementos y observaciones realizadas a lo largo de todo el documento.

Instrumentos componentes de la evaluación ambiental e instrumentos analíticos

La evaluación ambiental, un instrumento genérico cuyos objetivos son anticipar los resultados posibles derivados de acciones previstas y tomar las mejores decisiones correspondientes a los mismos, estaría configurado por dos instrumentos principales o primarios: la evaluación de impacto ambiental (EIA), que tiene como objetivo actual la evaluación de la repercusión de proyectos de obras, instalaciones o actividades sobre el medio ambiente; y la evaluación ambiental estratégica (EAE), que tiene como objetivo la evaluación de la repercusión de programas, planes o políticas sobre el medio ambiente. Junto a estos dos instrumentos principales, la evaluación ambiental viene incluyendo un conjunto¹⁵⁰ de instrumentos secundarios que configuran extensiones, variaciones específicas, agregados o derivaciones del procedimiento específico de evaluación de impacto ambiental: evaluación de impacto social (EISo); evaluación de impactos acumulativos (EIAc); evaluación de impacto sobre la salud (EISa); evaluación de impacto integrada (EII). Ambos grupos de instrumentos, primarios y secundarios, constituyen la familia metodológica evaluativa o de los instrumentos de evaluación ambiental (véase tabla 2.2. adjunta).

Además de los anteriores, y aunque no estén incluidos dentro del concepto amplio de evaluación ambiental, vamos a tratar diversos instrumentos procedentes de la familia metodológica analítica, ya que a pesar de su carácter auxiliar respecto al proceso de evaluación ambiental, pueden permitirnos mejorar la visión y comprensión del proceso evolutivo de la evaluación ambiental. Estos instrumentos analíticos se presentan en este documento bajo el epígrafe de instrumentos analíticos auxiliares de la

¹⁵⁰ Además de los instrumentos descritos, existen aún una serie de instrumentos específicos que se plantearán en el apartado de tendencias, como pueden ser el análisis de sostenibilidad (AS) o la evaluación ambiental integrada (EAI), y que son nuevas figuras referidas recientemente pero aún apenas desarrolladas.

evaluación ambiental. Ejemplos de algunos de estos son: análisis coste-beneficio¹⁵¹ (ACB/ACBS), análisis multicriterio (AM), análisis de ciclo de vida (ACV), o análisis de riesgos (AR).

Familia metodológica		Componentes/instrumentos
Evaluación (evaluación ambiental)	Componentes primarios	Evaluación de impacto ambiental (EIA) Evaluación ambiental estratégica (EAE)
	Componentes secundarios	Evaluación de impacto social (EISo) Evaluación de impactos acumulativos (EIAc) Evaluación de impactos sobre la salud (EISa) Evaluación de impacto integrada (EII) Evaluación integrada (EI)
Analítica (auxiliar a EA)		Análisis coste-beneficio (ACB)
		Análisis multicriterio (AM)
		Análisis de cadena de causalidad (ACC)
		Valoración de daños ambientales (VDA)
		Análisis de riesgos (AR)
		Análisis de ciclo de vida (ACV)
		Análisis de impacto económico (AIE)
		Análisis de vulnerabilidad (AV)

Tabla 2.2. Instrumentos componentes de la evaluación ambiental e instrumentos auxiliares (elaboración propia)

Tal y como se observa en la tabla 2.2., los instrumentos de la familia evaluativa (evaluación ambiental) se dividen en componentes primarios y componentes secundarios. Los componentes primarios (EIA y EAE) no van a ser detallados en este apartado puesto que se desarrollan extensamente en los capítulos 3 y 4 correspondientes. Respecto a los componentes secundarios, debe señalarse que su denominación no significa que tengan un valor reducido o menor, sino que por su base metodológica y origen se encuentran muy próximos a los primarios (en particular a la EIA). La aparición de estos instrumentos de evaluación ambiental tiene que ver con el hecho de que las acciones de desarrollo pueden tener impactos no solamente sobre el medio biofísico, sino también en aspectos singulares del medio socioeconómico, como pueden ser los efectos sobre las oportunidades de empleo, servicios como la educación o la salud, la estructura de la comunidad, los modos de vida y sus valores. En diversos ámbitos estos parámetros han sido evaluados de forma integrada –tal y como sería la

¹⁵¹ El análisis coste-beneficio, y su derivación ampliada: el análisis coste-beneficio social (ACBS) proceden, como se verá, de las disciplinas de las ciencias sociales, en particular de las económicas, y aunque hasta los años setenta en los Estados Unidos y los ochenta en Europa han sido utilizados de forma autónoma, a partir de esas fechas se han ido diluyendo en la corriente de evaluación menos cuantitativa y menos monetarizada de la evaluación ambiental, hasta poderse contemplar hoy en día más como un instrumento auxiliar que como un instrumento principal de la evaluación ambiental.

práctica canónica de la evaluación de impacto ambiental-, pero esto no sucede en todos los países ni en todos los casos, como veremos más adelante. Así como han surgido necesidades metodológicas o técnicas, éstas se han ido cubriendo, bien modificando instrumentos existentes y acreditados o bien configurando nuevos instrumentos. De hecho solamente hemos considerado cuatro instrumentos secundarios cuando en realidad encontramos en la literatura científica y en la práctica todavía más instrumentos. Así por ejemplo, Vanclay & Bronstein (1995) o Glasson *et al.* (2005) señalan otras definiciones relevantes, basadas en focos particulares de especialización como: evaluación de impacto demográfico, evaluación de impacto sobre el clima, evaluación de impacto sobre el género, evaluación de impacto psicológico y evaluación de impacto del ruido¹⁵². No obstante, consideramos que los cuatro instrumentos seleccionados son los que tienen más relevancia científica y práctica, y que representan mejor el fenómeno de evolución y adaptación de instrumentos de evaluación que venimos observando en la literatura científica prácticamente desde los años setenta.

En este punto pasamos a realizar una descripción básica de los instrumentos derivados o especializados más importantes y que configuran el nivel de componentes secundarios de la evaluación ambiental: evaluación de impacto social (EISo); evaluación de impactos acumulativos (EIAc); evaluación de impacto sobre la salud (EISa); evaluación de impacto integrada (EII); y evaluación integrada (EI).

Evaluación de Impacto Social (EISo)

La evaluación de impacto social (EISo) es el proceso de evaluación y gestión de las consecuencias del desarrollo de proyectos, políticas y decisiones sobre las personas (Momtaz, 2005). En Estados Unidos la ley NEPA de 1969 requería desde su entrada en vigor, como hemos visto en el apartado correspondiente, que las cuestiones sociales fuesen consideradas como una parte de la definición de medio ambiente, y que por tanto fueran abordadas en los procedimientos NEPA de evaluación de impacto ambiental. Sin embargo, en el orden práctico, durante los primeros años de práctica de NEPA no se había desarrollado todavía una comprensión suficiente del significado de las cuestiones sociales. En fecha tan temprana como 1973 ya se ponen de manifiesto estas deficiencias. Vanclay (2005) recuerda las quejas surgidas en aquél año sobre el

¹⁵² Podríamos también señalar iniciativas relacionadas con procesos de integración que no han llegado, por diversas razones, a alcanzar un estatus apreciable, como es el caso de la 'evaluación ambiental integrada' referida por Glasson *et al.* (2005).

estudio de impacto ambiental del oleoducto de Alaska entre Prudoe Bay y Valdez: “ahora que hemos tratado con los problemas del permafrost, del caribú, y de lo que tenemos que hacer con el petróleo caliente, ¿qué va a pasar con los cambios en las costumbres y modos de vida de mi pueblo?” –se preguntan los afectados¹⁵³. Esta preocupación deriva en un florecimiento, a finales de los años setenta y principio de los ochenta, de los estudios de impacto social en los Estados Unidos. Sin embargo también van surgiendo numerosas críticas sobre la validez y alcance de este tipo de estudios. Hasta tal punto que en 1989 se constituye un comité interorganizacional (*Interorganizational Committee on Guidelines and Principles for Social Impact Assessment, ICGP-SIA*) con el objetivo de garantizar la calidad de las EISO¹⁵⁴. Los resultados de estos trabajos se publicarán en el año 1994 (ICGP-SIA, 1994). Sin embargo, y a pesar de la favorable acogida inicial, esta metodología vendrá a recibir diversas críticas posteriores, entre las que destacan –paradójicamente- la de que el documento de Directrices y Principios sólo es aplicable al marco jurídico estadounidense¹⁵⁵. En respuesta a esta situación, la conferencia de 1997 en Nueva Orleans de la *International Association for Impact Assessment* (IAIA) establece dos comités para revisar el informe de directrices y principios de la EISO: uno para modificar y reajustar su aplicación en el contexto norteamericano, y otro para desarrollar un conjunto de directrices y principios adecuados al ámbito internacional. El documento que resulta de la aplicación al contexto norteamericano viene a reflejar el modelo NEPA, esto es la aproximación proponente-adversario de la EISO¹⁵⁶, donde la evaluación se entiende más como una aportación discreta realizada al principio del ciclo de proyecto que como un proceso de participación o que como un proceso que asegure el óptimo desarrollo de la perspectiva de la comunidad (Vanclay, 2005). Esto parece lógico, ya que el modelo conceptual y la filosofía de la EISO están vinculados estrechamente al procedimiento

¹⁵³ Puede encontrarse una detallada descripción de este problema y sus implicaciones sociales en Dixon (1978)

¹⁵⁴ El comité interorganizacional define evaluación de impacto social en términos de esfuerzos para evaluar o estimar las consecuencias sociales que son el resultado de acciones políticas específicas (incluyendo programas y la adopción de nuevas políticas) y acciones de gobierno específicas (incluyendo edificaciones, grandes proyectos y afecciones a grandes superficies para la extracción de recursos), particularmente en el contexto de la NEPA (ICGP-SIA, 1994).

¹⁵⁵ Estas críticas son poco consistentes por cuanto, como expone Vanclay (2005) el objetivo del informe era, precisamente, adaptar las necesidades de la EISO al contexto normativo de la EPA estadounidense. Sin embargo, como apunta este autor, lo que venían a reflejar esas críticas era que existía una demanda clara de una versión internacional de este documento.

¹⁵⁶ En la versión de 2003, se continúa definiendo la evaluación de impacto social en términos de esfuerzos para evaluar, valorar o estimar, las consecuencias sociales que se derivan de acciones propuestas. Estas incluyen: proyectos específicos del gobierno o privados, como construcción de edificaciones, centrales energéticas, grandes proyectos de transporte, gestión de recursos naturales; las reservas de grandes superficies de tierra y la adopción de nuevas políticas y sus planes y programas resultantes. Las acciones y sus consecuencias se consideran particularmente en el contexto de la NEPA y las leyes estatales y regulaciones relacionadas con la NEPA (ICGP-SIA, 2003).

NEPA, en donde el enfoque está dirigido a proteger los derechos de propiedad individuales (mediante el proceso de predicción de impactos junto con los mecanismos de reducción y compensación de impactos), pero no a mejorar el bienestar e incrementar la sostenibilidad de toda la comunidad¹⁵⁷. De acuerdo con Vanclay (2005), quien realiza un profundo análisis del tema, el resultado de este informe revisado sigue siendo muy parecido al original de 1994. Por su parte, el segundo comité creado en la reunión de Nueva Orleans, toma como objetivo el definir los principios¹⁵⁸ y directrices de la EISO para un ámbito internacional. La definición de evaluación de impacto social de estos principios internacionales se aparta radicalmente de la mantenida en el contexto NEPA, así: “la evaluación de impacto social incluye el proceso de análisis, monitorización y gestión de las consecuencias sociales deseadas y no deseadas, tanto positivas como negativas, de las intervenciones planificadas (políticas, programas, planes, proyectos) y de cualquier proceso de cambio social provocado por dichas intervenciones. Su objetivo primario es alcanzar un medio ambiente biofísico y humano más sostenible y equitativo” (Vanclay, 2003). De esta definición surge un modelo y filosofía distinto para abordar este tipo de estudios de impacto, con una metodología más integrada, que va más allá de la prevención de impactos negativos (enfoque reactivo) para incluir conceptos emergentes como la construcción de capital social, la buena gobernabilidad, la participación de la comunidad y la inclusión social (Vanclay, 2005). De esta forma, el documento internacional de Principios y Directrices (P&D) sobre la evaluación de impacto social se aparta de la corriente metodológica de NEPA y se orienta hacia la corriente metodológica más abierta y menos formalizada, informada además por las propuestas hacia la consecución de pautas de sostenibilidad. Por otra parte, Glasson *et al.* (2005) en su análisis centrado en la metodología y práctica de EIA en el Reino Unido y en la Unión Europea, considera en su trabajo las evaluaciones de impacto socio-económico o las evaluaciones de impacto social (EISO) como una parte integrada en la EIA. Afirma, sin embargo, que en algunos países ha sido y es considerada como un proceso separado, en ocasiones incluso paralelo a la

¹⁵⁷ La aproximación ‘dialéctica’ proponente-adversario del EISO/EIA articulado desde la NEPA, así como el carácter reactivo y su gravitación en los derechos del individuo (unos derechos individualmente exigibles y demandables, dentro del contexto judicial estadounidense) está muy estrechamente vinculado con el orden normativo norteamericano, hasta el punto que define un modelo propio que hemos identificado más arriba como la escuela norteamericana de evaluación ambiental. En este modelo no caben obligaciones genéricas no identificables ni exigibles individualmente, ni conceptos amplios como los que vienen a configurar el modelo internacional de evaluación ambiental.

EIA. Sin embargo, la evaluación de impacto social no ha llegado a alcanzar autonomía normativa, ni en el formato NEPA de los Estados Unidos, ni en la Directiva de la Unión Europea; por esta razón, podemos considerar a la evaluación de impacto social desde el punto de vista normativo como un típico instrumento especializado de la evaluación de impacto ambiental. Desde el punto de vista metodológico, como hemos visto, los esfuerzos de coordinación de la comunidad científica han dado lugar a dos formatos: el aplicado al esquema NEPA, y uno más abierto, conforme a las corrientes internacionales. Estos procesos de coordinación sobre la EISO, que vienen a cristalizar en los documentos referenciales del año 2003, están quedando eclipsados por la corriente dominante del nuevo paradigma del desarrollo sostenible. Una corriente que ha trasladado el debate científico a un escenario más amplio en el que incluso se debate el papel, no ya de la EISO, sino el de la propia EIA dentro de este nuevo paradigma.

El debate metodológico, con ser importante, no ha limitado el desarrollo de la EISO que ha seguido avanzando¹⁵⁹ y aportando soluciones a diversos problemas, por lo general a problemas desconocidos o ignorados: impactos del desarrollo turístico de Indonesia sobre la población local (Walker *et al.*, 2000); o impactos de nuevas infraestructuras sobre la estructura local en Bélgica (Marx, 2002). En fechas más recientes autores como Momtaz (2005), con sus trabajos para incorporar este instrumento a la gestión de los recursos en Bangladesh, siguen ampliando el espacio conceptual y operativo de este instrumento, cuyo objetivo sería “identificar los efectos deseados e indeseados de las intervenciones planificadas para desarrollar planes de gestión sostenible”. Este dinamismo se corresponde con la capacidad que ha tenido la evaluación de impacto social para encontrar un espacio propio en el escenario de la evaluación ambiental y de las técnicas de evaluación de impacto. Incluso, dentro del debate abierto sobre el desarrollo sostenible que acabamos de mencionar, autores como Bond *et al.* (2000), desde la perspectiva del proceso de integración de la evaluación de impacto para el desarrollo sostenible, ponen de manifiesto que una de las aproximaciones hacia esta evaluación integrada podría realizarse a partir de técnicas ya contrastadas para cada uno de las dimensiones del desarrollo sostenible: el análisis de

¹⁵⁸ Una de las primeras medidas que toman ambos comités en 2003 es poner los principios antes que las directrices. Este desplazamiento parece el resultado lógico de la revisión de un proceso encadenado que comienza en los valores, de los que se derivan los principios, y de los cuales surgen las directrices, como expone Vanclay (2003).

¹⁵⁹ No puede olvidarse que la EISO parte de una situación tradicionalmente muy débil, que como exponen Shrimpton & Storey (2000) “es en parte un problema histórico que tiene que ver con el crecimiento de la EIA en una era dominada por las

coste-beneficio para la dimensión económica, la evaluación de impacto ambiental para la dimensión ambiental, y la evaluación de impacto social para la dimensión social del desarrollo sostenible.

Evaluación de Impactos Acumulativos (EIAc)

La evaluación de impactos acumulativos (EIAc), también conocida en algunos ámbitos geográficos (ej. Reino Unido, Canadá) como evaluación de efectos acumulativos (*Cumulative effects assessment*, CEA), es un instrumento que surge como respuesta a la necesidad de conocer la resultante de ‘acumulación’ de efectos en diversas situaciones (Piper, 2002) como: aquellas en las que impactos muy pequeños, individualmente insignificantes, impactan juntos sobre un recurso, tal vez como resultado de políticas, planes o programas (lo que viene conociéndose como ‘*nibbling*’ –mordisqueo-); las que se dan en aquellas ‘regiones’ en las que se localizan un cierto número de proyectos que generan grandes impactos; o cuando los impactos se producen reiteradamente en el tiempo o en el espacio. Las primeras referencias al problema de los impactos acumulativos se formulan ya en los inicios de NEPA¹⁶⁰. En los reglamentos de CEQ de 1978 se requiere la evaluación de los impactos acumulativos en los documentos de NEPA. Sin embargo, debido a la dificultad para entender la complejidad e identificar estos impactos, al desconocimiento de sus consecuencias, e incluso a la necesidad de limitar el enfoque de los análisis ambientales, los impactos acumulativos han sido muy poco considerados. El resultado es una pérdida muy sensible del potencial preventivo del mecanismo NEPA. Por esta razón, tanto el Consejo de Calidad Ambiental (CEQ, 1997a) como la EPA (US-EPA, 1999) están realizando un esfuerzo notable desde el punto de vista metodológico y de los procedimientos por reincorporar y relanzar las técnicas de evaluación de impactos acumulativos en los documentos del mecanismo NEPA. Fuera de el ámbito norteamericano no se encuentra ninguna referencia legislativa formal sobre ‘efectos acumulativos’ hasta 1991, fecha en que aparece una referencia explícita a este tema en la *Resource Management Act* de Nueva Zelanda (Glasson *et al.*, 2005). En 1992, un equipo de especialistas fue encargado de realizar en Canadá la evaluación de los efectos acumulativos del desarrollo de la minería de uranio

aproximaciones tecnocráticas para la resolución de problemas con un énfasis particular en los impactos y soluciones biofísicas”.

¹⁶⁰ En las referencias técnicas de NEPA (CEQA) de 1970 se plantea que existirán efectos significativos si “los posibles efectos de un proyecto son individualmente limitados pero acumulativamente considerables”.

en Saskatchewan. Los investigadores hicieron notar entonces que mientras la EIA se había desarrollado en las décadas pasadas, la evaluación de efectos acumulativos todavía se encontraba por desarrollar, sin contar siquiera con metodologías para esta práctica (Shrimpton & Storey, 2000). Formalmente, la Dirección General XI de la Comisión Europea ha venido a definir los impactos acumulativos como “los impactos que resultan de los cambios incrementales causados por acciones del pasado, del presente o razonablemente previsibles, junto con el proyecto” (EC, 1999). El concepto de impactos acumulativos no es algo sencillo, sino que responde a un conjunto de significados. Por esta razón, tiene mucho interés el resultado de la revisión de definiciones de EIAc que realiza Canter (1999), llegando a sintetizar tres características comunes: “la necesidad de tener en cuenta las acciones múltiples que representan fuentes potenciales de actividades que causan impacto; la consideración de las relaciones múltiples entre dichas fuentes y los receptores del impacto; y el reconocimiento de que tales impactos pueden ser aditivos, antagonistas o sinérgicos”.

Por último, en referencia con este instrumento debe destacarse, como en el caso de los anteriores, que está mostrando una evolución académica e incluso práctica hacia los postulados del desarrollo sostenible. En este sentido puede destacarse el trabajo de Piper (2002), quien analiza la práctica de la EIAc en el Reino Unido y su papel en relación con el desarrollo sostenible. En su trabajo, Piper toma como referencia metodológica para el contraste de la sostenibilidad los principios de evaluación de la sostenibilidad propuestos por Hardi & Zdan (1997) y Lawrence (1997) o principios de Bellagio y Lawrence.

Evaluación de Impacto sobre la Salud (EISA)

A pesar de que la mayor parte de los proyectos, programas, planes y políticas que están sometidos a evaluación ambiental necesitarían considerar los impactos y efectos sobre la salud (*Health impact assessment*, HIA), lo cierto es que muy pocos están considerando estas cuestiones. Se han identificado (Utzinger *et al.*, 2005) cuatro aspectos clave que podrían explicar la escasez de evaluaciones de impacto sobre la salud: (1) la complejidad analítica, basada en la multiplicidad y jerarquía de las causas y efectos; (2) la falta de métodos estandarizados, fácilmente disponibles y sobre los que haya un cierto consenso; (3) la ausencia de requerimientos legales que obliguen a tener en

cuenta los aspectos de la salud en el marco de las evaluaciones ambientales; y (4) la tradicional separación entre las cuestiones ambientales y de salud. Además de estos cuatro aspectos hay un quinto de carácter geográfico, relacionado con la dominancia relativa en la agenda política de las cuestiones de salud y desarrollo. Así, mientras que el desarrollo de la evaluación ambiental en las zonas geográficas más desarrolladas (Norteamérica y Europa) no ha considerado que los impactos sobre la salud pudieran tener una importancia determinante, la evaluación ambiental en zonas geográficas como Asia y África, muy especialmente, sí que ha revelado las carencias y problemas que diversas actuaciones pueden provocar sobre la salud de la población¹⁶¹.

De esta forma, mientras que la evaluación ambiental tiene un registro de más de tres décadas de aplicación, la evaluación de impacto sobre la salud (EISa) se encuentra en una fase temprana de desarrollo, ya que ha sido conceptualizada a mediados de los años noventa (Kemmm, 2004). Hay diversas definiciones de EISa, aunque Steinemann (2000) elabora una de las más sencillas y completas: “la evaluación de impacto sobre la salud humana, también referida como evaluación de impacto sobre la salud, es un proceso para identificar, predecir y evaluar los impactos sobre la salud humana de una propuesta de política, plan, programa o proyecto”. Del conjunto de definiciones de la EISa podemos extraer dos características esenciales. En primer lugar, la EISa pretende predecir los efectos de una acción específica sobre la salud humana. En segundo lugar tiene como objetivo proveer de información a los políticos y gestores sobre la prevención o mitigación de los impactos negativos sobre la salud. La evaluación de impacto sobre la salud constituye un método estructurado, con aproximación multidisciplinar, que combina los datos cualitativos y cuantitativos. En los últimos tiempos, el método se está revelando (Lock, 2000) como una herramienta potente para la definición de políticas basada en evidencias y la definición de prioridades en las intervenciones sanitarias o sobre la salud. De este modo, el procedimiento EISa está derivando del tronco general de la evaluación ambiental (EA) y formulando soluciones adaptadas de forma concreta a necesidades que giran predominantemente alrededor de los problemas de la salud. Hasta tal punto que últimamente la EISa está avanzando de forma autónoma respecto a otros instrumentos mediante la inclusión de los conceptos de equidad y sostenibilidad (Kemmm, 2004). También pueden destacarse recientes

¹⁶¹ Véase, como ejemplo, el trabajo citado de Utzinger *et al.* (2005) sobre evaluación de impacto sobre la salud del proyecto y desarrollo del oleoducto Chad-Camerún, en África Central.

esfuerzos teóricos (Mahoney & Potter, 2004) destinados a fomentar la integración de la EISa en la nueva corriente metodológica de la sostenibilidad a través de la integración de la EISa en el concepto de la 'línea de base triple' (LBT). También es importante resaltar que instituciones internacionales como la Organización Mundial de la Salud (OMS) y el Banco Mundial están apoyando la EISa. Sin embargo, de acuerdo con Utzinger *et al.* (2005) es necesaria una especificación metodológica más rigurosa en las EISa y la obligatoriedad de este análisis en los proyectos de desarrollo.

Evaluación de impacto integrada (EII)

La evaluación de impacto integrada (*Integrated impact assessment, ILA*) es una forma de evaluación que cubre diferentes campos que hasta el momento se han evaluado separadamente, o no se han evaluado en absoluto. Hay diferentes formas de evaluación de impacto que se han usado en distintos niveles y que cubren muy distintos campos. Estas diferentes formas de evaluación de impacto llevan a duplicidades y también a lagunas a la hora de tratar los temas. Planteada de una forma sencilla, la EII pretende conducir juntas las diferentes formas de evaluación para evitar la duplicación de esfuerzos¹⁶². En este sentido podemos afirmar que la EII supone un punto de encuentro de las diversas técnicas de evaluación de impacto con el fin de que el resultado del proceso tenga un carácter menos dispar, y por tanto más integrado. Un desplazamiento del instrumento de evaluación hacia delante únicamente en la dirección del eje de la integración dentro del modelo¹⁶³ dinámico de instrumentos de evaluación propuesto por Hacking (2004). De esta forma, la evaluación de impacto integrada, referida especialmente por investigadores del Reino Unido (Bond *et al.*, 2001; Milner *et al.*, 2005) consiste en una colección diversa de métodos y prácticas cuya meta es integrar las diversas formas de evaluación de impacto: ambiental, económica, social y otras formas de evaluación de impacto. Bond *et al.* (2001) sugiere que este interés emergente está relacionado con la incorporación del desarrollo sostenible como un objetivo metapolítico. Por su parte Milner *et al.* (2005) exponen que aunque hay un cierto consenso sobre el hecho de que las aproximaciones a la evaluación de impacto

¹⁶² En este sentido, la promoción de la EII en el Reino Unido viene de la mano, entre otros, de los grupos de trabajo (Milner *et al.*, 2005) en evaluación de impacto sobre la salud (EISa) quienes han advertido, la dificultad en estos momentos de impulsar un instrumento específico sino viene relacionado e integrado con el resto de los instrumentos de evaluación de impacto existentes.

¹⁶³ El modelo de Hacking (2004) se expone con mayor detalle en el apartado de evaluación de la sostenibilidad, dentro del capítulo 5 de esta tesis.

integrada pueden diferir, existen una serie de valores que son comunes, entre los cuales pueden incluirse: la necesidad de trabajar entre disciplinas, sectores y departamentos para considerar todo el espectro de los impactos potenciales de las propuestas, políticas, programas y proyectos; considerar los potenciales impactos en los campos del medio ambiente, de la economía y social porque la EII está entroncada con los principios del desarrollo sostenible; la necesidad de usar las herramientas de EII de una forma cíclica e iterativa para examinar los planes según se desarrollan, más que para promover distinciones artificiales entre tipos de evaluaciones ‘prospectivas’, ‘concurrentes’ o ‘retrospectivas’; y la necesidad de avanzar en el control de calidad del proceso de evaluación, incluyendo una evaluación interna crítica.

Evaluación integrada (EI)

En los últimos años se multiplican las referencias al término ‘evaluación integrada’, un término que diversos autores (Abaza & Hamwey, 2001; Lee, 2006) utilizan para referirse a un grupo de instrumentos o herramientas en los que encontramos como elementos comunes el hecho de compartir una metodología de base EIA en la que se explicitan las dimensiones del modelo de tres pilares de la sostenibilidad (económico, ambiental y social). La evaluación integrada (*integrated assessment*), es un instrumento de evaluación que combina tres procesos de integración (Lee, 2006): integración vertical de evaluaciones, relacionando juntas las evaluaciones de impacto que se realizan en diferentes estadios del ciclo de formulación de las políticas, planificación y proyectos; integración horizontal de las evaluaciones, relacionando los diferentes tipos de impactos (económicos, ambientales y sociales), por lo que debe incorporar una coordinación horizontal por separado, pero interrelacionada, de los ciclos de planificación; e integración de la evaluación en el proceso de decisión, integrando los resultados de la evaluación en los distintos pasos del ciclo de planificación¹⁶⁴. De esta forma, la evaluación integrada (EI) está desarrollándose en los últimos años como una nueva forma, a partir de la evaluación de impacto integrada (EII) (*integrated impact assessment*) que se ha tratado recientemente en la literatura anglosajona, dentro de la tendencia, sobre todo en la literatura científica y consultoría británica, por encontrar una evaluación capaz de responder a diversos condicionantes del paradigma del

¹⁶⁴ Como ejemplo en este sentido, Abaza & Hamwey (2001) se refieren a la evaluación integrada dentro del contexto de su estudio de evaluación de la sostenibilidad de las políticas de comercio internacional.

desarrollo sostenible. No obstante, la evaluación integrada sigue teniendo un enfoque original de evaluación ambiental —del que procede— con una metodología poco estructurada que responde a los procesos básicos operativos de la evaluación de impacto ambiental, y un ámbito de aplicación muy especialmente orientado al nivel estratégico (de políticas, planes y programas), en lo que denominan la evaluación integrada de nivel estratégico (*strategic-level integrated assessment*) aplicada a políticas, planes y/o programas. Lee (2006) considera que hay una forma particular de la evaluación integrada, que es la evaluación de impacto sobre la sostenibilidad (*sustainability impact assessment, SLA*), que en este texto notaremos como EISos. De acuerdo con este autor, la evaluación integrada, y su forma específica de evaluación de impacto sobre la sostenibilidad (EISos), sería un instrumento potencialmente valioso para promover el desarrollo sostenible¹⁶⁵. Existe una cierta experiencia en trabajos con este instrumento, fundamentalmente desde el ámbito de la planificación regional (DETR, 2000; DTLR, 2002; EC, 2002). Sin embargo, las preocupaciones fundamentales de Lee (2006) respecto a la EI/EISos giran en torno a la calidad de las mismas¹⁶⁶, a su vez relacionado con la distancia que existe entre las complejas propuestas metodológicas que sugieren los investigadores y la sencilla práctica que demandan y aplican los gestores. Este mismo autor señala las dificultades que se encuentran en la breve experiencia de aplicación, en la escala estratégica o de PPP (políticas, planes y programas) de la evaluación integrada/evaluación de impacto sobre la sostenibilidad, entre las que se encuentran: una limitada experiencia y comprensión de los impactos del nivel PPP en comparación con la experiencia de evaluación de impacto en el nivel de proyecto; una limitada experiencia en relacionar las evaluaciones de impacto económicas, ambientales y sociales con las evaluaciones integradas y de la sostenibilidad; existe un bajo compromiso para aplicar y/o usar las EIs/EISos; limitaciones en tiempo, datos y medios para completar las evaluaciones; la complejidad del proceso de planificación; y una gran diferencia entre los métodos y las herramientas de EI/EISo que han desarrollado los investigadores y consultores, y los métodos de

¹⁶⁵ No obstante, en la metodología y aplicaciones expuestas, incluso por el propio Lee (2006), no se observan evidencias para sostener esta afirmación.

¹⁶⁶ Lee (2006) afirma que si no puede asegurarse rápidamente una aplicación con calidad de la EI/EISo, puede perderse la oportunidad de que esta metodología se extienda. Esta afirmación nos aproxima, como ejemplo, a la reciente dinámica de diversos polimorfismos de la evaluación ambiental, ampliada en este caso hacia una propuesta de sostenibilidad; en donde las clases y los conceptos se suceden rápidamente, sin suficiente tiempo de maduración, consenso científico que le aporte una cierta permanencia en el tiempo a las propuestas teóricas.

evaluación más simples que usan a menudo los gestores¹⁶⁷. En este sentido, podemos considerar que la evaluación integrada o la denominada evaluación de impacto de la sostenibilidad, son formas que actualizan –a través de un proceso débil– los valores y procedimientos de la EIA y por tanto no representan un avance conceptual neto, sino que más bien contribuyen a la dispersión terminológica que venimos señalando como uno de los problemas más importantes a que se enfrenta la teoría y la práctica de los instrumentos de evaluación ambiental.

Una vez examinados los instrumentos de la familia de evaluación ambiental procede, de acuerdo con lo expuesto más arriba, examinar las herramientas más señaladas que forman parte de la familia analítica y que tienen como nexo común el poder participar o aportar su metodología, y por tanto contribuir de forma auxiliar¹⁶⁸ a los procesos de evaluación ambiental. Siguiendo los criterios de importancia y representatividad, y procurando seguir un orden básicamente cronológico en cuanto a su aparición, trataremos (véase también tabla 2.2) las siguientes herramientas: análisis coste-beneficio (ACB); análisis multicriterio (AM); análisis de cadena de causalidad (ACC); valoración de daños ambientales (VDA); análisis y evaluación de riesgos (AR); análisis de ciclo de vida (ACV); análisis de impacto económico (AIE); y análisis de vulnerabilidad o análisis de vulnerabilidad-resiliencia (AV). Señalamos específicamente en este apartado que las técnicas relacionadas con la valoración económica de impactos están desarrolladas, por su interés y aplicación fundamental al caso, en el apartado de metodología de la evaluación de impacto ambiental (EIA).

Análisis Coste-Beneficio (ACB)

La técnica de análisis coste-beneficio es una de las primeras técnicas analíticas que entran en la escena del análisis y evaluación *ex ante* de proyectos y planes. El análisis coste-beneficio tiene una importancia determinante en la generación histórica del proceso de evaluación ambiental, ya que este último se desarrolla como una reacción

¹⁶⁷ Siguiendo con la reflexión que se ha hecho más arriba, los problemas de aplicación práctica de la EI/EISo no parecen más que un reflejo pormenorizado de que el instrumento propuesto no responde a las necesidades teóricas para las que, en teoría, se ha propuesto.

¹⁶⁸ En este contexto el término “auxiliar” respecto a la evaluación ambiental no pretende restarles importancia ni autonomía funcional –que tienen de forma sobrada– a estos instrumentos, sino ponerlos de la forma más clara posible en el contexto de su relación con la evaluación ambiental, como objeto de investigación principal de esta tesis.

frente a las insuficiencias del primero¹⁶⁹. El origen de esta técnica, que se remonta a mediados de los años treinta en los Estados Unidos, está vinculada a las disciplinas económicas de las ciencias sociales: “el análisis coste-beneficio es para el sector público lo que el análisis de pérdidas y ganancias es para una empresa privada” Field & Field (2002). En los Estados Unidos esta técnica de análisis coste-beneficio se remonta al año 1936 cuando se propone que acompañe a la Ley de Control de Inundaciones de ese mismo año. En esta ley se establecía que la participación del gobierno federal en proyectos de control de las inundaciones en los ríos más importantes del país estaría justificada “...si los beneficios, cualesquiera que sean sus destinatarios, exceden los costes estimados”¹⁷⁰. Esto obligó a que la ingeniería hidráulica se acompañara con documentos capaces de reflejar los costes y beneficios de las obras proyectadas. A partir de ese momento, el análisis coste-beneficio ha ido evolucionando y madurando, y sus procedimientos de medición también han ido cambiando. Básicamente, el análisis coste-beneficio consiste en la comparación de costes y beneficios que se generan a lo largo de la vida del proyecto. Si los beneficios superan a los costes el proyecto se considera positivo, y negativo en el caso contrario.

El análisis coste-beneficio¹⁷¹ considera todos los costes y beneficios relevantes, tanto para los promotores de la inversión (privados) como para los externos, de modo que tiene en cuenta el conjunto de la sociedad. El primer paso para analizar los costes beneficios es identificarlos, aunque deben seleccionarse sólo los más relevantes. Por ejemplo, en el caso de un proyecto de carretera pueden considerarse como costes: los de inversión, ocupación del suelo, mantenimiento y varios costes ambientales; y como beneficios: el ahorro de tiempo en desplazamientos, ahorro de costes de accidentes, ahorro de costes de reparación de vehículos y algunos beneficios ambientales. Una vez identificados los costes y beneficios, es necesario definir la vida relevante del proyecto. A continuación se procede a la valoración de cada variable relevante, ya correspondan a bienes o impactos que pasan por el mercado real (que tienen precio) o que no pasan por el mercado real, como es la

¹⁶⁹ De hecho se acepta que la aparición de la Ley de Política Ambiental de los Estados Unidos (NEPA) en 1969, que crea la figura de la evaluación de impacto ambiental, es una reacción política ante la frustración que creaba la aprobación de enormes programas y proyectos públicos, con gran incidencia ambiental, mediante el filtro siempre optimista del análisis coste-beneficio.

¹⁷⁰ Citado en Field & Field, 2002

¹⁷¹ El análisis coste/beneficio ordinario tiene una derivación específica en el análisis coste/beneficio social (ACBS), en donde se plantea una extensión de las técnicas de análisis económicos para incorporar elementos de más difícil medida que corresponden al campo del bienestar social. El análisis coste/beneficio social aparece así como una apuesta hacia una concepción más integral de la práctica analítica.

mayoría de los impactos ambientales¹⁷². Una vez contabilizado los costes y beneficios se procede a la agregación período por período. Finalmente, al saldo de beneficios menos costes se le aplica una tasa de descuento.

En el ámbito geográfico estadounidense el análisis coste-beneficio vuelve a tener una presencia importante a partir de la década de los ochenta. En 1981, el presidente Ronald Reagan dictó una orden ejecutiva por la que toda regulación pública de importancia debería someterse en lo sucesivo a un análisis coste-beneficio¹⁷³. El presidente Clinton renovó, con ligeras modificaciones, esta exigencia en la década de los noventa, en que el procedimiento pasó a llamarse simplemente análisis económico. En este espacio geográfico el análisis coste-beneficio se ha convertido en el principal método analítico para evaluar los programas y proyectos públicos, incluso en la formulación de las políticas ambientales donde se ha aplicado a planes como: eliminación progresiva de la gasolina con plomo, eliminación de los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, elaboración de normas para los vertederos municipales de residuos sólidos urbanos.

En España ha existido hasta los años ochenta una tradición consolidada en los análisis de coste-beneficio social¹⁷⁴ aplicados a la evaluación de proyectos de infraestructuras de transporte y otros ámbitos como el sanitario, educativo, cultural o incluso el ambiental. Sin embargo, esta metodología no estaba originalmente concebida para tener en cuenta la problemática compleja de proyectos con un fuerte impacto ambiental. Este tipo de análisis presenta, como en otros casos, las dificultades prácticas derivadas de la falta de tiempo, recursos y datos para llevar a cabo completos estudios coste-beneficio en los impactos ambientales. Especialmente para los impactos ambientales que no se reflejan en el mercado existe una práctica extendida de transferencia de valores en estos análisis. Los procesos de transferencia de valores serían mucho más operativos y fiables si se dispusiera de fondos de valores estándar establecidos previamente para distintas variables y escenarios.

Field & Field (2002) ponen de manifiesto que la historia del análisis coste-beneficio ha seguido dos caminos que se entrecruzan. El primero ha sido trazado por los

¹⁷² Para este caso se han venido desarrollando una multiplicidad de técnicas económicas de valoración, que aparecen descritas en el apartado de instrumentos económicos para la evaluación ambiental, en el capítulo 3 del presente documento.

¹⁷³ Unos estudios que en la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA) se conocen con el nombre de “análisis de impacto regulatorio”. Tanto la EPA como otras agencias federales han tratado de mejorar los métodos para estimar los costes y beneficios de los programas ambientales.

¹⁷⁴ Para más detalles sobre esta cuestión pueden consultarse, entre otros, los trabajos de Riera (2000).

economistas, profesionales que dentro y fuera del sector público han desarrollado las técnicas, han intentado mejorar la calidad de la información disponible y han ampliado el alcance del análisis. El segundo camino es el que han trazado los políticos y los gestores públicos, que han establecido las reglas y los procedimientos que rigen el uso de los análisis coste-beneficio en la toma de decisiones públicas. Tal vez por esta razón y a pesar del interés objetivo de la técnica de análisis para la toma de decisiones públicas, lo cierto es que la importancia y el papel del análisis coste-beneficio en la toma de decisiones públicas relativas a los recursos naturales y al medio ambiente ha sido objeto de continuas discusiones y conflictos: se ha acusado a los organismos públicos de intentar usar el análisis coste-beneficio para justificar presupuestos cada vez mayores, e incluso algunos autores sostienen que este tipo de análisis no es más que un intento por eludir los procesos políticos de debate y decisión que deberían preceder a cualquier proyecto o programa público.

Análisis Multicriterio (AMC)

El análisis multicriterio, también conocido como toma de decisiones multiobjetiva, es una herramienta diseñada desde las técnicas estadísticas del análisis multivariante para permitir la optimización de decisiones en las que existe un número elevado de objetivos y, por tanto, de combinaciones alternativas, en las que no es posible seleccionar de forma directa ninguna de ellas. El AMC surge como un complemento del ACB cuando se observa que algunos impactos de tipo social o biofísico no pueden cuantificarse fácilmente en términos monetarios. El análisis multicriterio se distingue del análisis coste beneficio en tres aspectos: (1) mientras que el ACB se centra en la eficiencia, el AMC no impone límites en la forma de los criterios, lo que permite considerar diversas formas de equidad; (2) mientras que el ACB sólo puede trabajar en términos cuantitativos de tipo monetario, AMC puede operar con datos cuantitativos, con datos cualitativos, e incluso con la combinación de ambos; y (3) el AMC no requiere el uso de precios, pudiendo asignar ponderaciones que vienen a representar las prioridades relativas de cada variable considerada. Así, el AMC permite no solamente conocer el resultado de la interacción entre diversas variables numéricas, sino también el estudio de pesos ponderados que pueden corresponder a cada una de las variables. Esta técnica se desarrolló especialmente a partir de los avances de los procesos de cálculo automatizado en los años ochenta,

tomando como base metodológica, entre otros, el conocido como método de Montecarlo. Se ha empleado muy especialmente en análisis complejo de alternativas de trazado en el campo de las obras públicas de infraestructuras lineales. Esta herramienta, combinada con planteamientos más recientes como la lógica difusa, ha llevado recientemente a diversas investigaciones (García Leyton, 2004) que avalan la aplicación de estas técnicas matemáticas en la evaluación de impactos ambientales.

Análisis de Cadena de Causalidad (ACC)

El análisis de cadena de causalidad (*causal chain analysis*) es un tipo de análisis específico menos conocido y usado en la práctica que otros métodos analíticos básicos¹⁷⁵ como las listas de control o las matrices. A pesar de ser poco conocido este tipo de análisis, tiene una relativamente larga historia bajo diferentes nombres como: análisis de red (*network analysis*), análisis de causa raíz (*root cause analysis*) o análisis causa-efecto (*cause-effect analysis*). Este tipo de análisis pretende definir, de una forma estructurada, las secciones significativas de una cadena de causalidad, de forma que se vinculen los problemas con sus causas y las actividades con sus impactos. De esta manera puede obtenerse una visión analítica y direccionada de las causas de los impactos.

Valoración de Daños Ambientales (VDA)

La valoración de daños ambientales es una técnica de gran interés, no solamente en el campo económico científico, sino también en el campo de la gestión ambiental. Se consideran daños ambientales aquellos que se producen sobre algunos elementos del ecosistema o un ecosistema completo, y que tienen su origen en un suceso ordinario o extraordinario (incidente, accidente) vinculado con la actividad humana. Su aplicación práctica es muy amplia: permite valorar de forma objetiva los daños causados al medio ambiente, permite establecer los importes de compensación a que están obligados los causantes del daño¹⁷⁶, e incluso tipificar la falta o delito dentro del rango de sanciones, y permite calcular o estimar las cantidades mínimas que deben estar aseguradas en el campo de la aplicación de fianzas o seguros ambientales. De acuerdo con Field & Field

¹⁷⁵ Otros métodos analíticos básicos como las listas de control o las matrices son tratadas de forma específica en la síntesis metodológica de la evaluación de impacto ambiental, por concentrarse su uso casi exclusivamente en este instrumento.

¹⁷⁶ En la mayor parte de la legislación ambiental española (ej. legislación de aguas, legislación de residuos) se plantea la obligación del causante a la reparación de daños o perjuicios causados al medio ambiente, aunque desafortunadamente la escasa práctica de esta técnica ha convertido esta determinación en marginal.

(2002) en Estados Unidos la técnica de evaluación de daños se desarrolla a partir de los años ochenta debido a la aprobación en 1980 de la Ley Integral de Respuesta, Compensación y Responsabilidad Ambiental (CERCLA). Esta ley habilita a los niveles de gobierno federal, estatal y local para actuar como entes fiduciarios de los recursos naturales de propiedad pública y demandar judicialmente a los responsables de verter materiales que puedan contaminarlos. Esto ha dado origen al tipo de estudio conocido como valoración o evaluación de daños, cuyo objetivo –como hemos señalado– es estimar el valor de los daños ocasionados al recurso que ha sido objeto de la agresión para exigir a los responsables el correcto resarcimiento. El valor de los daños puede aproximarse por dos vías: la pérdida de valor experimentada por el recurso, y el valor asociado a devolver el recurso a su estado anterior o coste de recuperación¹⁷⁷. En los últimos años y como consecuencia de los diversos pleitos planteados ante los tribunales, los costes de recuperación han pasado a ocupar un lugar preferente entre las diversas formas de medir los daños. Por definición estos costes abarcan la recuperación, rehabilitación, sustitución y/o adquisición de recursos equivalentes a los dañados. A primera vista podría parecer que medir este coste es más fácil que medir la pérdida de los recursos dañados, ya que la recuperación parece implicar ante todo operaciones técnicas basadas en el conocimiento que aportan las ciencias físicas y biológicas. Pero en realidad, la idea de ‘recuperación’ es más complicada y hay casos en los que puede resultar técnicamente imposible; incluso puede llegar a suceder que la mera restauración física de los atributos físicos de un recurso no llegue a recrear todas las características ecológicas del mismo. La evaluación de los costes recuperación de un recurso natural implica diversas dificultades: determinar cuál era en realidad la calidad original del recurso, elegir la forma más rentable de recuperar el recurso, y decidir qué se entiende por recurso natural o ambiental de valor equivalente al que se perdió. Los autores citados plantean que por ahora debemos aceptar el hecho de que es imposible hablar de la recuperación de los daños en términos biofísicos si no consideramos también los costes económicos.

¹⁷⁷ La ley CERCLA encomendaba al Departamento de Interior (DI) la función de determinar la forma en que deberían medirse los daños. El DI propuso que se realizara una valoración por las dos vías expuestas, y que el valor de los daños se hiciera igual a la menor de las dos cantidades. (Field & Field, 2002)

Análisis de Riesgos (AR)

El análisis de riesgos y la Evaluación de Riesgos (ER)¹⁷⁸, son otros de los términos que se encuentran frecuentemente asociado con la EIA. Es una técnica mixta entre los campos de la salud ambiental y de la calidad ambiental, especialmente de los productos y compuestos de tipo peligroso. Pretende cuantificar, sobre la base de un procedimiento basado en términos probabilísticos¹⁷⁹, el potencial de daño de un producto sobre un medio diana. En origen está vinculado, en los años ochenta, al estudio de las posibles repercusiones sobre la salud pública de nuevos componentes de síntesis. La evaluación de riesgos se ha desarrollado como una aproximación al análisis de riesgos asociado con varios tipos de instalaciones, y es en parte la respuesta a sucesos como la explosión de una industria química en Flixborough (Reino Unido), y los accidentes de las centrales nucleares de Three Mile Island (Estados Unidos) y Chernobyl (Ucrania) (Glasson *et al.*, 2005). Una de sus características más interesantes es precisamente el enfoque probabilístico, que da origen a la propia denominación del riesgo. Posteriormente pasó a ampliarse y a especializarse derivando en tres familias de análisis: riesgos para la salud pública, para los ecosistemas, y para los bienes públicos y privados. En el campo ambiental también se ha desarrollado de forma intensa en relación con la problemática de suelos contaminados¹⁸⁰.

La metodología de análisis de riesgos para el medio ambiente está alcanzando un importantísimo grado de aplicación en los estudios y gestión del medio ambiente. Por definición, este análisis tiene carácter predictivo, lo que se está considerando como prioritario en la gestión futura de los recursos medioambientales. Mientras que la mayor parte de las atribuciones tradicionales de impactos tienen un carácter causalista y determinista: los impactos ocurren necesariamente a partir de causas identificables; la realidad es muy distinta. Lo más frecuente es que los impactos puedan ocurrir en cierto grado. Esto especialmente en la medida de su intensidad. Existe siempre un factor de

¹⁷⁸ La evaluación de riesgos tiene una acepción doble. Por una parte puede considerarse como una aplicación metodológica de la técnica de análisis de riesgos sobre instalaciones industriales (Glasson *et al.*, 2005), y por otra parte, es una de las tres subfases en que viene dividiéndose la aproximación metodológica del análisis de riesgos: 1) evaluación de riesgos (en donde se estudia cuál es el origen del riesgo y cómo suelen reaccionar los agentes económicos ante el mismo); 2) valoración de riesgos (estudia el valor que asigna la gente a la reducción del riesgo); 3) gestión de riesgos (estudia cuáles son los efectos de las diferentes políticas sobre los niveles de riesgo ambiental a los que están expuestas las personas) (Field & Field, 2002)

¹⁷⁹ La evaluación y análisis de riesgos se basan en conceptos probabilísticos, una forma novedosa y más ajustada de abordar la problemática ambiental, cuyos sucesos o tendencias pueden reflejarse mejor desde una perspectiva probabilística que determinista, así “la elevada incertidumbre que caracteriza a los factores ambientales ha llevado a los analistas políticos a elaborar análisis que incorporan directamente el factor riesgo de las decisiones que afectan al medio ambiente” Field & Field, 2002

probabilidad que debe tenerse presente. Bien la probabilidad de ocurrencia del impacto o bien la probabilidad de ocurrencia de determinada intensidad del impacto o tipología del medio diana¹⁸¹. Por eso queremos insistir en la necesidad de aplicación de las técnicas de análisis de riesgos como una herramienta de corte probabilístico. En muchas ocasiones los análisis de riesgos pueden facilitar un conocimiento muy preciso de la posibilidad de ocurrencia de impacto que permita definir cuantitativamente la magnitud posible del impacto. Esto es del todo necesario si queremos avanzar en la racionalización de la percepción ambiental. Las técnicas de análisis de riesgos son técnicas de carácter probabilístico acerca de la ocurrencia de impacto. La identificación de los mismos como para el ser humano, para los ecosistemas, o para los bienes es una referencia al medio diana que puede recibir ese impacto. La división en estos tres grandes apartados no es casual, porque la importancia y metodología de cada uno de ellos responde a un enfoque distinto. Aunque, no obstante, puedan considerarse todos ellos de forma conjunta mediante acumulación de resultados. Esto sería lo que podemos denominar proceso de integración de análisis de riesgos.

Un riesgo verificable debe incorporar los siguientes elementos: existencia de un foco de alteraciones ambientales, mecanismos de transmisión de los contaminantes (s.l), y exposición directa o indirecta de los receptores potenciales. El análisis de riesgos es, en este caso, una cuantificación concreta de los problemas ambientales que pueden afectar a un conjunto de seres humanos o al medio ambiente, bien por exposición directa o bien a través de los usos del territorio (agrícola, industrial, recreativo, urbano, etc). En el Reglamento 1488/94 de la Comisión Europea se establecen los principios de evaluación del riesgo para el ser humano y el medio ambiente de las sustancias existentes de acuerdo con el Reglamento 793/93. En principio, la metodología de análisis de riesgos fue orientada al conocimiento de los riesgos derivados de sustancias químicas nuevas (de síntesis). Sin embargo, esta metodología puede aplicarse también a focos de contaminación o alteración (como en el caso de la actividad extractiva a cielo abierto) sustituyendo el concepto central de sustancia química (elemento que puede provocar riesgos) por el de zona o actividad generadora de posibles formas de contaminación.

¹⁸⁰ En este sentido, puede señalarse que es una de las pocas herramientas auxiliares de evaluación ambiental que tienen, en el ámbito español, una referencia normativa clara, en este caso a través de la legislación básica sectorial sobre residuos.

¹⁸¹ Consideramos medio diana como aquél que recibe el impacto, bien sea directo o indirecto, inmediato o diferido

Los pasos fundamentales para la realización de un análisis de riesgos son: identificación de los peligros (análisis de situación); evaluación de la relación concentración/respuesta (potencialidad de daño); evaluación de la exposición (realidad de la afección potencial); caracterización del riesgo (según tipologías del mismo); e integración de resultados (combinación de riesgos). De forma muy sintética, el riesgo viene dado por el producto de tres elementos. El peligro potencial o posible (P), la concentración real de los contaminantes o alteraciones del medio (K), y la posible exposición a ellos (E), que permite caracterizar el riesgo. De este modo, puede considerarse, como síntesis conceptual, el riesgo como producto de tres factores:

$$\text{Riesgo (R)} = \text{Peligro potencial (P)} \times \text{Grado de contaminación (C)} \times \text{Exposición (E)}$$

El análisis de riesgos debe concretarse documentalmente en una memoria con la exposición razonada y cuantificada de todos los puntos analizados, así como con el resultado del producto de exposición del riesgo.

Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

El análisis de ciclo de vida (*Life cycle assessment, LCA*, en la literatura internacional). El ACV es un procedimiento objetivo de análisis de flujos energéticos y ambientales que corresponden a un proceso o a una actividad, y que se efectúa identificando los materiales y la energía empleada y las emisiones y vertidos al medio natural. El análisis se realiza para todo el ciclo del producto: la extracción y el tratamiento de materia prima, la fabricación, el transporte, distribución, uso, reutilización, reciclado y el depósito final. Habitualmente se distinguen cuatro fases en el análisis del ciclo de vida: (1) definición y alcance de los objetivos, en donde se precisa el producto estudiado, la audiencia a quien se dirige, el alcance del estudio, los datos necesarios y el tipo de revisión crítica que debe realizarse; (2) análisis del inventario, que representa una lista y diagrama de proceso en donde se cuantifican todos los flujos entrantes y salientes del sistema durante su vida útil; (3) el análisis o evaluación de impactos, en donde a partir de los datos del inventario se realiza una clasificación y valoración de los resultados, relacionando sus resultados con los efectos ambientales observables; y (4) interpretación de resultados.

El origen de esta herramienta, en el campo industrial, se remonta a los años sesenta, cuando se advierte que es necesario algún procedimiento para analizar la cuestión de la energía desde el punto de vista ambiental. Pero es en la década de los noventa cuando se

amplía el análisis a la materia, al consumo de recursos naturales, y se tiene en cuenta las emisiones o vertidos al medio. A partir de los códigos de prácticas publicados por SETAC en 1993 se llega en poco tiempo (1997) a estandarizar el procedimiento y método por la *International Organization for Standardization* (ISO). A finales de los años noventa el ACV se ha convertido en una herramienta de utilidad también en aplicaciones tan diversas como la salud (Frischknecht *et al.*, 2000) o la calidad del aire en edificios (Jönsson, 2000). Por otra parte, Tukker (2000) analiza detalladamente y apoya el uso del ACV, tanto en la evaluación de impacto ambiental como en la evaluación ambiental estratégica, a la hora de profundizar en las repercusiones que las distintas alternativas pueden representar sobre la localización del proyecto. Este autor sugiere que el ACV, al profundizar en la cadena de producción, permite un estudio más sistemático de las alternativas de forma que se tengan presentes todos los ‘efectos relevantes’ de una acción propuesta determinada. Esta presencia casi ubicua del análisis de ciclo de vida le ha llevado a encontrar espacios fronterizos con otros instrumentos como el análisis de riesgos (Olsen *et al.*, 2001). Más recientemente investigadores como Suh (2004), desde el análisis económico-ambiental, ponen de manifiesto el valor añadido que adquiere el ACV como instrumento de análisis de la ‘microestructura de un sistema económico’ a través del seguimiento de los flujos funcionales de producción y consumo cuando se relaciona con un sistema económico en el nivel macro, lo que permite establecer modelos con aplicaciones para estudios, por ejemplo, de producción más limpia.

Análisis de Impacto Económico (AIE)

Siguiendo a Field & Field (2002) el análisis de impacto económico es aquél que está centrado en el estudio de los efectos que puede tener una actuación de carácter, en general, inmateral, como puede ser una nueva ley, un avance tecnológico, o la apertura de mercados de importación sobre el conjunto o sobre una parte de la economía. Cada economía y cada sistema ambiental, puede requerir un tipo de análisis diferente: “El análisis económico puede referirse a cualquier ámbito. A un grupo ecologista local le interesará probablemente los efectos de una ley de protección de los pantanos sobre la tasa de crecimiento de la población y la base impositiva de su localidad. Los colectivos regionales podrían estar más interesados en las repercusiones de una determinada normativa nacional sobre las condiciones económicas de la región. En el ámbito

mundial, una de las mayores preocupaciones tiene que ver con el efecto de las iniciativas de control de las emisiones de CO₂ sobre las tasas de crecimiento relativo de los países ricos y pobres. Sea cual sea el nivel de análisis, para llevarlo a cabo es imprescindible comprender cómo funcionan los sistemas económicos y qué interrelaciones existen entre sus diversos componentes” (Field & Field, 2002).

El autor de referencia señala que la Agencia de Protección Ambiental estadounidense (EPA) ha diseñado distintos tipos de análisis de impacto económico para evaluar las propuestas que afectan al medio ambiente que han ido cambiando de nombre con los años (análisis de impacto de normas, declaraciones de impacto económico, análisis de flexibilidad normativa), aunque en realidad todos ellos consisten en analizar los beneficios y los costes de propuestas alternativas.

Análisis de Vulnerabilidad (AV)

El análisis de vulnerabilidad (*Vulnerability Analysis*) o análisis de vulnerabilidad-resiliencia es una reciente¹⁸² herramienta analítica integrada que viene siendo utilizada en los últimos años para estudiar escenarios (especialmente en el nivel estratégico) con el fin de determinar los puntos de conflicto entre los sistemas naturales y sociales, especialmente desde el enfoque de lo que viene conociéndose como ciencia de la sostenibilidad (Turner *et al.*, 2003; Turner, Matson *et al.*, 2003; Clark *et al.*, 2005). Este análisis se focaliza en las zonas críticas, en donde la actividad humana puede interactuar de forma especialmente negativa con el complejo natural. Este tipo de análisis o enfoque de vulnerabilidad recoge la experiencia de trabajos precursores: límites al crecimiento, capacidad de carga de la Tierra, y huellas ecológicas; que han aportado una serie de importantes pautas, pero cuyos resultados han venido siendo insuficientes a la hora de desarrollar una comprensión dinámica y causal de cómo responden al estrés los sistemas complejos naturaleza-sociedad. Este análisis conjuga los esfuerzos de un cuarto de siglo de trabajos científicos sobre la elasticidad de los sistemas ecológicos y la vulnerabilidad de los sistemas sociales, lo que ha permitido dotar a esta nueva herramienta de los avances conceptuales de esas dos corrientes de investigación, de modo que se ha obtenido una herramienta capaz de tener presente: la importancia de incorporar múltiples estreses, teleconexiones, pautas

¹⁸² Aunque la definición y conceptos originales de vulnerabilidad se remontan a trabajos como los de White (1974) o White & Haas (1975), el análisis de vulnerabilidad o vulnerabilidad-resiliencia en su forma actual es el resultado del empuje, a partir de finales de los noventa de las investigaciones y práctica sobre riesgos y catástrofes, impactos climáticos y resiliencia.

explícitas de exposición, posibilidad de respuesta de umbrales, tratamiento explícito de la escala, y atención a los componentes de la capacidad adaptativa en escenarios para el análisis de la vulnerabilidad y la resiliencia (Turner *et al.*, 2003).

Agentes que participan en los procesos de evaluación ambiental

La función de los diferentes agentes en el proceso de configuración, gestión y cambio de los procedimientos de evaluación ambiental en general, así como de todos los instrumentos secundarios o auxiliares, es fundamental. Esto es debido a que, como mantienen Bacaria & Congleton (1999) para el nivel de las políticas, lo que puede extenderse también a los procesos, como el caso que nos ocupa: “no hay que olvidar que las políticas las diseñan y aplican las personas, para que tengan efectos sobre las personas. En consecuencia las políticas medioambientales van dirigidas a las personas que actúan sobre el medio ambiente, no van dirigidas a la naturaleza. La naturaleza no necesita políticas, es el ser humano quien las requiere como un sistema de reglas para ordenar las consecuencias de su comportamiento individual sobre un entorno colectivo”. En este sentido debemos recalcar en que quienes investigan, idean, diseñan, formulan, ejecutan y evalúan las leyes y sus instrumentos son las personas, pues son las personas el objeto de todos estos elementos, son también quienes –de forma agrupada como agentes- configuran los procesos y su evolución. De ahí el interés e importancia por determinar (Cabrera, 1987) e incluir entre estos apartados el papel y las funciones de los agentes comprometidos con todo el ciclo relacionado con el proceso de evaluación ambiental.

Para analizar el complejo universo de agentes y relaciones que están, de alguna forma, vinculados con la evaluación ambiental, hemos procedido a elaborar un mapa conceptual de espacios y agentes para la evaluación ambiental (figura 2.2). Este mapa queda dividido en cuatro espacios interiores: (1) el de la formulación de las políticas ambientales y elaboración de las normas de desarrollo; (2) el propio de desarrollo o práctica de la evaluación ambiental; (3) el espacio metodológico-científico; y (4) el espacio de la demanda social. Por otra parte hemos identificado el conjunto de agentes más importantes relacionados, de forma directa o indirecta con la evaluación ambiental: políticos, administración ambiental, administración sectorial (aquella que tiene competencias sobre la materia que se está evaluando), administración local

(entendida en el caso de considerarse un proyecto concreto, para el caso de planes o programas se refiere a la administración geográfica del ámbito de aplicación), promotor, comunidad científica, consultoría técnica, comunidad afectada, ONGs y comunidad educativa. Tanto los cuatro espacios definidos como los agentes explicitados están dotados de una dinámica de relaciones extraordinariamente compleja, que intentaremos interpretar en lo posible realizando una aproximación a los agentes desde los distintos espacios definidos.

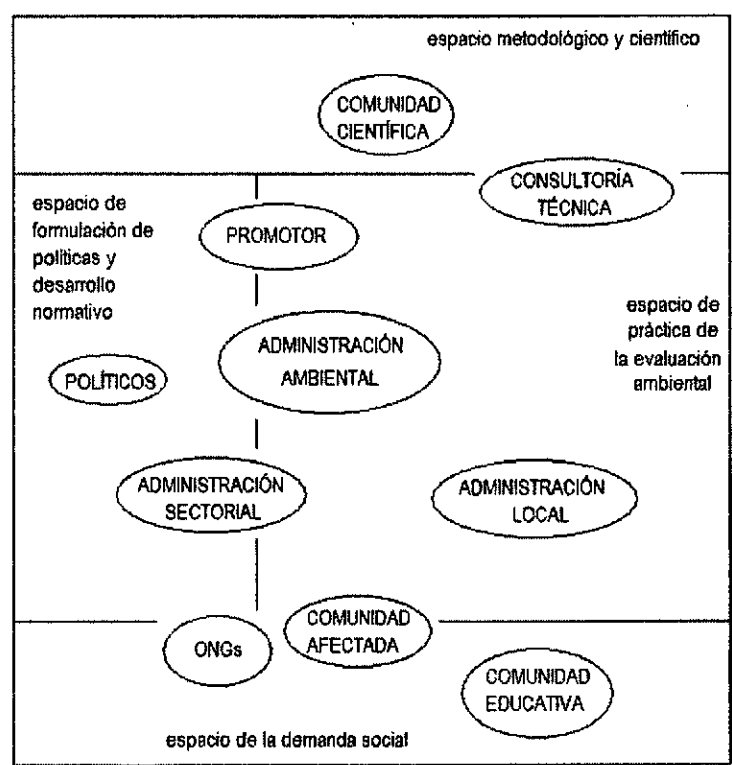


Fig. 2.2 Mapa conceptual de espacios y agentes para la evaluación ambiental (elaboración propia)

Así, el espacio de la formulación de las políticas y desarrollo normativo está compartido por: los políticos, quienes tienen un papel central en este espacio; la administración ambiental, quien cuenta en su alta dirección con políticos y a su vez está definida y operada a partir de instrumentos normativos que proceden del campo político; la administración sectorial, que comparte los elementos de la administración ambiental, pero está más incluida en el espacio político; y los promotores, en tanto sea el caso en que la evaluación ambiental se realiza sobre iniciativas de carácter público. La dinámica de estos agentes, y su vinculación con otros como es la comunidad, está definida con detalle en el apartado 1.3 de esta tesis, en donde se analiza el ciclo político y su extensión particular a las políticas ambientales y a la evaluación ambiental.

En el espacio de práctica de la evaluación ambiental se detallan el conjunto de los agentes sociales, así como el papel y características de cada uno de ellos (desde una perspectiva dinámica), dentro del proceso de evaluación ambiental. Dado que dentro del espacio de práctica de la evaluación ambiental se hace conveniente vincularlo a un procedimiento concreto, se toma como referencia el procedimiento de evaluación de impacto ambiental de la legislación básica y práctica común de la EIA en España. La metodología, expuesta de una forma muy sencilla¹⁸³, consta de una secuencia de pasos graduales: el promotor (público o privado) elabora el documento conocido como estudio de impacto ambiental (EsIA); este documento es revisado y analizado por la administración ambiental, quien lo somete a las correcciones necesarias y a información pública; a partir de lo anterior, la administración ambiental formula lo que se conoce como declaración de impacto ambiental (DIA), un documento que expresa la compatibilidad del proyecto que se plantea con el medio ambiente y, en su caso, expresa también el conjunto de medidas preventivas, correctoras, de vigilancia y de control que deberían tenerse en cuenta para la realización del proyecto. En este proceso participan diversos actores o agentes sociales. El comportamiento y participación de cada uno de ellos tiene un importante papel no solamente en la dinámica ordinaria del proceso, sino en el potencial evolutivo del mismo. Así, de acuerdo con lo expuesto y siguiendo también a Pardo (2002), podemos identificar a los actores o agentes sociales que participan necesariamente en la EIA, y que serían básicamente: el promotor del proyecto, los consultores o técnicos profesionales que realizan el estudio de impacto ambiental (EsIA) para el promotor o desarrollan asistencias técnicas para la administración ambiental o sectorial; y la administración, tanto la sectorial como la local y, especialmente, la ambiental. Aunque son agentes muy importantes, pueden participar o no¹⁸⁴ en el proceso de EIA (razón por la que definimos dos espacios diferenciados: el de la demanda social, y el de la comunidad científica) los siguientes: comunidad o población afectada por el proyecto y las organizaciones sociales que intervienen en el debate social.

¹⁸³ En el capítulo 3 se expone de forma detallada la metodología básica de evaluación de impacto ambiental (EIA) en España.

¹⁸⁴ Aunque es del todo deseable la participación de la comunidad y de lo que venimos denominando como 'espacio de demanda social' no siempre se produce esta participación de forma activa, de hecho no es infrecuente que en diferentes procedimientos de evaluación ambiental no se presente ninguna alegación ni referencia por parte de los agentes del espacio de demanda social.

El promotor, ya sea público o privado, es la entidad cuyo interés final estriba en obtener una autorización para realizar un proyecto o una actividad¹⁸⁵. En diversos proyectos o actividades calificadas –que pueden tener una potencial afección al medio ambiente– previamente a la autorización del órgano sustantivo¹⁸⁶ debe realizarse el procedimiento de evaluación de impacto ambiental. De esta forma, el promotor es quien impulsa la aprobación de un proyecto, uno de cuyos trámites es la evaluación de impacto ambiental. En este proceso, el papel del promotor consiste, de acuerdo con la metodología y legislación correspondiente, en realizar y presentar el estudio de impacto ambiental (EsIA) para que pueda tramitarse¹⁸⁷. Sin duda, el objetivo más concreto del promotor está en obtener la declaración ambiental favorable y la subsiguiente autorización administrativa. El promotor debe considerarse como un agente activo y necesario dentro del proceso de evaluación de impacto ambiental. Pardo (2002) señala que la postura del promotor está relacionada con lo que llama valores típicos de los negocios, como son: individualismo, apoyo al derecho de propiedad, importancia de la competencia y deseo de beneficios económicos. La autora pone de manifiesto que los objetivos de las empresas se dirigen a conseguir beneficios a corto y medio plazo, así como a mejorar su cuota de mercado. Los organismos públicos que impulsan proyectos también pueden tener un comportamiento semejante, aunque modulado por su responsabilidad en la definición y mantenimiento de los intereses del bien común. En cualquier caso, como señala Arce (2002) “cada vez más, los promotores de los proyectos van adquiriendo la conciencia de que un proyecto más compatible con el medio ambiente es un proyecto más fácilmente aceptable por la sociedad y, por tanto, menos conflictivo y con mayores probabilidades de llegar a buen término sin problemas”.

¹⁸⁵ Arce (2002) plantea que el objetivo del promotor público es la dotación de infraestructuras de uso público y que el objetivo del promotor privado es la creación de riqueza, si bien en nuestra opinión el papel de la promoción pública se extiende también cada vez más a la creación de riqueza.

¹⁸⁶ La autorización del órgano sustantivo es aquella autorización previa a la actividad que otorga el órgano de la administración con competencias para gestionar un tipo de proyectos concretos. Así, en las autorizaciones mineras el órgano sustantivo será la administración minera, o en las autorizaciones para construir una carretera será la administración responsable de la gestión de las infraestructuras.

¹⁸⁷ Algunos autores como Arce (2002) y Pardo (2002) han planteado que el hecho de que sea el promotor quien tiene que aportar el estudio de impacto ambiental ocasiona una disfunción del proceso, ya que –teóricamente– el promotor actuaría como “juez y parte”. En nuestra opinión el hecho de que el promotor participe en parte del procedimiento, aportando el estudio de impacto ambiental que será luego revisado por la administración ambiental, sometido a información pública, corregido en los aspectos necesarios y, finalmente, sometido a la resolución de la administración a través del documento llamado declaración de impacto ambiental, garantiza razonablemente la participación equilibrada de los diferentes agentes del procedimiento y un resultado que no coincide, en nuestra opinión, con el modelo que algunos autores califican como de “juez y parte”.

El segundo de los agentes que participan en el espacio del proceso de evaluación ambiental es el consultor o equipo redactor del estudio de impacto ambiental y, en su caso, de funciones de asistencia técnica para la administración. Aunque puede darse el caso de que el promotor redacte con medios propios este estudio, lo más normal es que, debido a las particularidades y a la especialización requerida, el estudio se realice por gabinetes de profesionales. Algunas administraciones ambientales exigen, y otras recomiendan, que los estudios de impacto ambiental sean elaborados por equipos pluridisciplinarios coordinados por un responsable con suficiente experiencia en la materia. Por ejemplo, en Baleares¹⁸⁸ se indica, respecto al equipo redactor de un EsIA que “dada la complejidad y multiplicidad de los elementos integrantes de un EIA, el equipo redactor debe estar formado por expertos en las diferentes materias (el medio físico-químico, el medio biológico y el medio humano-social) que entran en juego en el entorno ambiental, coordinados por un Director o Coordinador. La composición del equipo será un aspecto a tener en cuenta por la Administración en la adjudicación de los estudios a su cargo”. También organismos internacionales como el Banco Mundial plantean medidas similares respecto a la selección de los equipos consultores de las EIA: “el proceso de selección debería basarse en primer lugar en la competencia técnica de experiencia en EIA (...) la cualificación del personal asignado, en términos de educación, formación y experiencia; la capacidad para las tareas asignadas” (World Bank, 1991). De acuerdo con Pardo (2002) el consultor contratado por el promotor típicamente comparte muchos de sus valores y metas; unos objetivos que se conjugan y completan con los valores desarrollados por los consultores alrededor de las ciencias y tecnologías implicadas. El consultor viene realizando el apoyo técnico especializado a la función del promotor. El consultor puede tener también un papel en relación con la administración. Así, en ocasiones tanto las administraciones ambientales como las administraciones sectoriales recurren al trabajo de consultores externos como apoyo en el estudio y análisis de los estudios de impacto ambiental presentados por los promotores o en la realización de informes específicos relacionados con algún aspecto especialmente complejo de los estudios o de cualquier otro documento técnico del proceso. De esta forma, los técnicos adquieren un papel de intermediarios entre la administración y los ciudadanos (Cabrera, 1987), con unas funciones básicas como son:

¹⁸⁸ La comunidad autónoma de las Islas Baleares es un referente temprano de estas prácticas. Ya en su Decreto 4/1986 de 23 de enero aparecen reflejadas, como se citan en el texto, diversas disposiciones relativas a esta postura.

identificación, clasificación y evaluación de los efectos del proyecto; ayudar a la comprensión y organizar la participación.

En último lugar consideramos el papel clave de la administración pública como agente de la evaluación de impacto ambiental. Dentro de la administración pública podemos considerar, a estos efectos, dos tipos: la de carácter sectorial o sustantivo, esto es la administración responsable de una autorización determinada, también denominada “órgano sustantivo”; y la de carácter ambiental, también denominada “órgano ambiental”. El órgano sustantivo es el correspondiente en la administración que otorga la autorización o licencia del proyecto¹⁸⁹. Es el que asume la competencia sustantiva y responsable, además del seguimiento y control¹⁹⁰ del proceso. Por otra parte, encontramos el papel en el proceso de evaluación ambiental de la administración pública ambiental¹⁹¹. Este agente tiene la misión de controlar y liderar todo el proceso de evaluación de impacto ambiental, y especialmente: juzgar la exactitud y calidad del estudio de impacto ambiental presentado por el promotor del proyecto; valorar la validez de las propuestas del promotor y evaluarlas desde la perspectiva de los objetivos públicos generales de carácter ambiental y los objetivos particulares de la comunidad afectada; crear los medios y la confianza para que la población sea capaz de asumir sus responsabilidades en la negociación de acuerdos¹⁹²; y dictar las condiciones bajo las cuales la realización del proyecto previsto sería ambientalmente viable. El papel de la administración ambiental debe contemplar también la definición y, en su caso, el control del cumplimiento de las medidas correctoras y de los planes de control y vigilancia. En último lugar puede señalarse, para el caso de proyectos u otras iniciativas cuyo ámbito territorial es local, el papel de la administración local, un papel importante no sólo en el propio proceso, sino en la medida de que la obra o actividad, en su caso,

¹⁸⁹ Cuando el proyecto es una obra pública, el órgano sustantivo es también el promotor del proyecto. De acuerdo con Arce (2002) existe una cierta contradicción interna en esta situación ya que el órgano sustantivo es más partidario del proyecto puesto que éste contribuye a cumplir sus objetivos de gestión. No obstante, dado que parece que la administración no puede tener interés en deteriorar el patrimonio público que es el medio ambiente, este conflicto quedaría resuelto de manera explícita en los criterios de decisión que el promotor asume.

¹⁹⁰ El órgano sustantivo es el competente en la autorización o licencia del proyecto, así como en la vigilancia y control del mismo (art. 25 del Reglamento). Ahora bien, el art. 7 de la Ley 6/2001 dice: “Corresponde a los órganos competentes por razón de la materia o a los órganos que, en su caso, designen las Comunidades Autónomas respecto a los proyectos que no sean de competencia estatal el seguimiento y vigilancia del cumplimiento de la Declaración de Impacto. Sin perjuicio de ello, el órgano ambiental podrá recabar información de aquellos al respecto, así como efectuar las comprobaciones necesarias en orden a verificar el cumplimiento del condicionado”.

¹⁹¹ Entendemos por administración pública ambiental la administración competente en materia de evaluación ambiental, también denominada órgano ambiental. Esta administración se corresponde con la sustantiva –o capacitada para autorizar un proyecto–, según sea el nivel administrativo autorizador de ámbito estatal o de comunidad autónoma.

¹⁹² De acuerdo con Cabrera (1987) “en muchas ocasiones el miedo al retraso o a la interferencia pueden traducirse en el interés de la Administración de no fomentar la participación”.

puede precisar también de autorizaciones o licencias municipales y quien, además debe velar por la compatibilidad urbanística de la actuación prevista con la planificación territorial municipal.

Como se ha expuesto, y dentro del espacio de demanda social (véase figura 2.2) tanto la comunidad o población afectada por el proyecto, como las organizaciones sociales que intervienen en el debate social constituyen también agentes del proceso de EIA. El primero de ellos tiene un carácter más preciso, y el segundo es más difuso. En ambos casos pueden o no tener participación activa en el procedimiento de EIA, aunque su importancia es notable. La fase de información pública está diseñada para permitir, fundamentalmente, la participación de estos agentes en el procedimiento de EIA¹⁹³. Siguiendo a Pardo (2002), la población afectada se compone por varias subcomunidades en un mismo lugar o varias comunidades situadas a lo largo del área de incidencia del proyecto. Los valores asociados típicos que presentan son: el deseo de mantener sus formas de vida, alcanzar una definición concreta de progreso en términos locales, y presentar sus propios conceptos de bienestar. Normalmente estos valores no están articulados con rigor por los residentes e invariablemente contienen muchos conflictos entre las diversas comunidades, subcomunidades y grupos constituidos. Prueba de ello es la insistencia de Cabrera (1987) en que los ciudadanos muestren su interés en la participación, ya que este interés implica una disposición y una motivación que suelen ser muy importantes para el desarrollo del proceso de evaluación. Entre los grupos sociales participantes en el debate social pueden destacarse la comunidad científica y universitaria, los partidos políticos y sindicatos, y las entidades asociativas sin ánimo de lucro. Entre estas últimas se destaca el papel de los grupos ecologistas, cuyos “valores estereotipados asociados a éstos serían los de preservar el medio biofísico por encima de cualquier otra consideración de desarrollo social” (Pardo, 2002).

En último lugar queremos señalar el espacio metodológico-científico, un espacio que no siempre recibe la atención que precisa en consonancia con su importancia y, ante todo, con su influencia. El espacio científico, dominado por la comunidad científica, tiene funciones absolutamente determinantes: informa desde la perspectiva científica las políticas y los subsecuentes desarrollos normativos; es el receptor y emisor

¹⁹³ De acuerdo con Arce (2002), a pesar de los conflictos y presiones que pueden surgir en esta etapa, “no se trata de someter los proyectos a referéndum, sino de integrar la opinión y las sugerencias de grupos o individuos”.

de las tendencias tecnocientíficas en los campos internacionales y nacionales; puede favorecer el apoyo tecnocientífico a los instrumentos elaborados o desarrollados por las distintas administraciones; puede cooperar apoyando tecnocientíficamente a múltiples agentes del proceso (administración, promotor, consultoría, organizaciones sociales, comunidad afectada, etc); y, finalmente, tiene el papel fundamental de formar a los profesionales que van a materializar las distintas funciones y personalidades que representan los distintos agentes. De esta manera, por vía directa o indirecta, la responsabilidad de la comunidad científica en el mapa general de la evaluación ambiental, es probablemente la más importante de todos los agentes analizados y expuestos.

Propuesta de historia evolutiva de los componentes de la evaluación ambiental

Como hemos señalado más arriba, el conjunto de instrumentos que agrupamos bajo la denominación genérica de evaluación ambiental no tienen un origen común ni contemporáneo, no son fruto de los mismos actos normativos, y no proceden tampoco de las mismas disciplinas científicas. Ni siquiera el instrumento principal por excelencia, la evaluación de impacto ambiental, mantiene el mismo espacio conceptual desde su origen y en su origen en Estados Unidos, hasta nuestros días en el ámbito europeo. Los diversos instrumentos han ido apareciendo, fruto de condiciones más o menos favorables y se han mantenido, han crecido o decrecido a raíz de esas condiciones históricas o de contorno. A pesar de las evidencias acerca de este comportamiento en el tiempo de los instrumentos de evaluación ambiental, este tema casi no ha sido tratado.

En la literatura consultada hasta el momento encontramos una aproximación evolutiva, pero no de los instrumentos entre sí (como planteamos en nuestra propuesta), sino de las fases teóricas que se darían en un país desde que se introduce el proceso de EIA hasta que se consolida la práctica de este instrumento. De acuerdo con este modelo conceptual, Glasson *et al.* (2005), basándose en la información sobre el grado de implantación de la EIA en todos los países, han establecido, en forma muy preliminar, una clasificación de lo que podríamos denominar las fases hacia una práctica madura de la EIA. En esta clasificación, como se observa en la figura 2.3 adjunta, se plantean tres estadios: (1) el de las EIAs tempranas, realizadas *ad hoc* y

relacionadas bien con una preocupación concreta, con las exigencias de donantes internacionales o que son realizadas por empresas extranjeras que proceden de una cultura de EIA; (2) una fase intermedia en que se formula la regulación normativa o metodológica (a través de guías) del proceso de EIA, momento en el que se produce un incremento de las EIAs, con una calidad variable; y (3) la fase final de la corriente fundamental de la EIA consolidada, donde las regulaciones y metodologías aportan un ajuste fino al proceso.

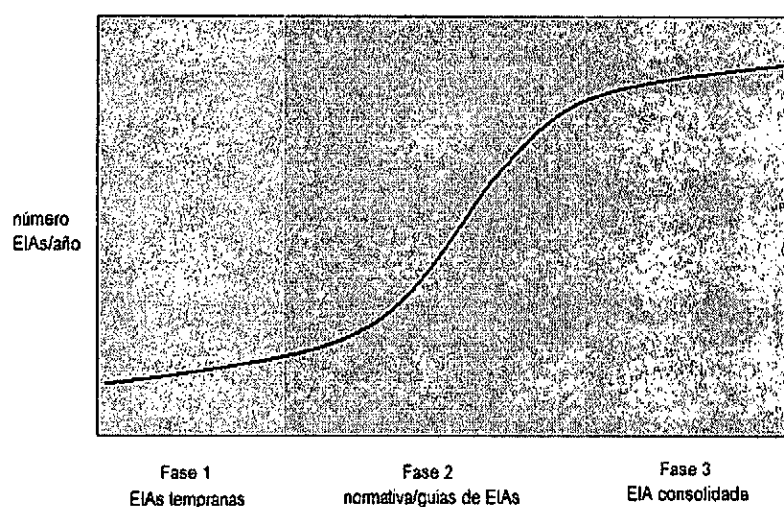


Fig. 2.3. Evolución de los procedimientos de EIA (modificado a partir de Glasson *et al.*, 2005)

En la figura en donde se establecen las fases generales por las que puede transitar cada país o unidad geográfica durante la incorporación del proceso de EIA a la práctica de las políticas ambientales preventivas nacionales, los autores incluyen una curva que representa, de forma figurada, el número de EIAs que se elaboran cada año. Como se observa en la figura 2.3, la fase 2 representa un tránsito desde unas cantidades relativamente bajas (fase 1) hasta unas cantidades que se estabilizan en un número relativamente elevado. Junto a esta figura, Glasson *et al.* (2005) establecen lo que podríamos llamar una 'foto fija' del estado actual de la práctica de EIA para las diferentes unidades geográficas continentales (véase figura 2.4).

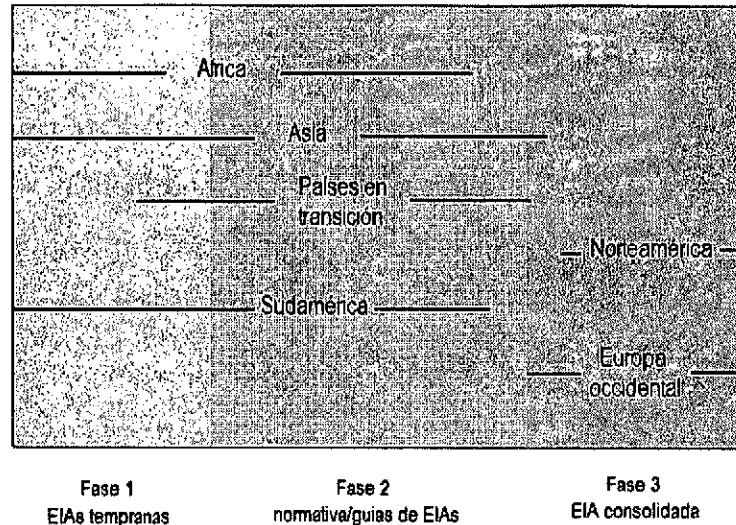


Fig. 2.4 Situación actual de procedimientos EIA en el mundo
(modificado de Glasson *et al.*, 2005)

Como puede observarse, y de acuerdo con la propuesta de estos autores, el espacio geográfico mundial puede encajarse en las tres fases propuestas. No obstante el interés de la propuesta, que se centra en los procedimientos de EIA y lo que podríamos llamar un proceso de autoevolución o maduración lógica del procedimiento, no viene a aportar más que una estructura conocida y previsible para uno de los instrumentos primarios de evaluación ambiental. Eso sí, permite reconocer el valor extraordinario de la EIA como instrumento (dentro de todas sus variaciones geográficas, normativas y cronológicas) de uso casi universal a la hora de materializar las políticas ambientales preventivas en el mundo.

Como hemos señalado, a pesar de la importancia que reviste dotar de una perspectiva evolutiva al conjunto de los instrumentos de evaluación ambiental, no es una temática que haya sido tratada en extenso. En los últimos años, a partir de los trabajos de Dalal-Clayton & Sadler (2003) se ha considerado, aunque de forma poco profunda, esta cuestión. En este trabajo, los autores hablan de la evolución de un paradigma de primera generación (la EIA de proyectos), de segunda generación (la evaluación ambiental estratégica, EAE), de una tercera generación (hacia el aseguramiento de la sostenibilidad ambiental¹⁹⁴, ASA), y de una siguiente generación (hacia la valoración de la sostenibilidad¹⁹⁵, VS). De esta forma la línea evolutiva del

¹⁹⁴ *Environmental sustainability assurance* (ESA) en el original

¹⁹⁵ *Sustainability appraisal* (SA) en el original

paradigma se configura como EIA-EAE-ASA-VS, con unas características claves que se observan en la tabla 2.3 adjunta.

Paradigma/nivel/estadio	Características clave
1ª Generación: EIA de proyectos	Incluye impactos sociales, sobre la salud y otros, los efectos acumulativos y la biodiversidad
2ª Generación: evaluación ambiental estratégica, EAE	Se aplica a las políticas, planes y programas (PPPs) y a las iniciativas legislativas
3ª Generación: hacia el aseguramiento de la sostenibilidad ambiental (ASA)	Uso de la EIA y de la EAE para proteger los recursos críticos y las funciones ecológicas y eliminar daños residuales; además contabilidad ambiental y auditoría de las pérdidas y cambios del capital natural
Siguiente generación: hacia la valoración de la sostenibilidad (VS)	Evaluación integrada o de todos los costes de los impactos económicos, ambientales y sociales de las propuestas

Tabla 2.3. El paradigma que evoluciona de EIA a EAE y hacia ASA-VS (Dalal-Clayton & Sadler, 2003)

En nuestra opinión, la propuesta de Dalal-Clayton & Sadler tiene interés por cuanto expone un enfoque de gran valor aunque poco empleado como es el enfoque evolutivo de los instrumentos de gestión de las políticas ambientales preventivas. Pero, entrando en el detalle de la propuesta, nos parece que no está suficientemente sustentada ni es completa, por varias razones: omite la dimensión potencial original de la EIA (en su formulación original a partir del procedimiento NEPA) por la que podría integrar los impactos económicos y trabajar en los niveles de PPP; no establece el vínculo entre EIA y EAE; define un instrumento (aseguramiento de la sostenibilidad ambiental) que no tiene notorias referencias y del que se desconoce prácticamente su formulación técnica y operativa, y donde mezcla el uso de la EIA y EAE con características de una tendencia relativa con un orden distinto, como son algunos elementos correspondientes a principios de la economía ambiental; y define otro instrumento (valoración de la sostenibilidad) que tampoco es una nomenclatura técnica ni procedimental de amplio reconocimiento, y que refiere a un instrumento de aún dudoso valor como es la evaluación integrada, a la que –en un giro retórico– convierte en el estadio final de evolución del paradigma. Por otra parte, desde el punto de vista cronológico presenta limitaciones: el estadio de tercera generación y de siguiente generación, si bien posee un cierto atractivo teórico, no responde a la realidad, ya que no se ha demostrado previamente que la EIA y la EAE permitan valorar adecuadamente la sostenibilidad, ni siquiera el aseguramiento de la sostenibilidad ambiental (tercera generación); no aporta una referencia cronológica, que es un

elemento básico en cualquier propuesta de tipo evolutivo (si se presentara probablemente se observaría que las generaciones segunda y tercera se solapan cronológicamente); y presenta la 'siguiente generación' como un objetivo, no como una realidad que tampoco podemos situar cronológicamente.

Trabajos posteriores como el de Sadler (2005) se refieren a un "sistema de impacto ambiental evolutivo"¹⁹⁶, o el de Chaker *et al.* (2006) que ya incorporan el concepto evolutivo aplicado a la EAE "a la luz de la naturaleza evolutiva de la evaluación ambiental, la EAE se percibe comúnmente como una segunda generación del paradigma que desplaza los principios de la EIA corriente arriba en el proceso de toma de decisiones".

A pesar de lo expuesto, pensamos que el planteamiento evolutivo de los instrumentos de evaluación ambiental, así como sus auxiliares, tiene un gran interés porque permite visualizar la dinámica tecnocientífica, social y política que ha impregnado los instrumentos de políticas ambientales preventivas casi durante cuatro décadas. Como ya hemos venido señalando, podemos observar prácticamente desde los años setenta unas pautas de creación y transformación de instrumentos de evaluación, como una respuesta a los cambios y reorientaciones de las políticas públicas ambientales, y de forma muy particular a través de la polarización de las políticas en la última década hacia los principios del desarrollo sostenible. En el planteamiento evolutivo que presentamos se va más allá de las propuestas o referencias básicas de autores (Lee & Kirkpatrick, 2000; Hacking, 2004) que han reconocido, casi sin desarrollo metodológico, la existencia de familias relacionadas de instrumentos de evaluación. Así, esta propuesta pretende poner de manifiesto que efectivamente existe un comportamiento de los instrumentos de evaluación ambiental que podríamos relacionar, a efectos explicativos, con la dinámica evolutiva que en la paleontología se estructura a partir de grupos taxonómicos como las especies, géneros y familias.

Esta propuesta tiene un carácter tentativo y no definitivo, y un sentido claro: procurar una comprensión de los procesos de modificación y cambio que han devenido en la actual expresión múltiple de instrumentos de evaluación, y contribuir en alguna medida a clarificar los problemas que ha creado "la proliferación de diferentes

¹⁹⁶ En el contexto de un análisis sobre la evaluación ambiental estratégica en el nivel de políticas, este autor plantea que "el sistema evolutivo de impacto ambiental que existe en el entorno de la Comisión Europea proporciona un empuje potencial importante en esa dirección" (la de incluir progresivamente y en el futuro el uso de las EAE del nivel de políticas como un instrumento de integración).

formas de evaluación” (Lee & Kirkpatrick, 2000). Estos autores definen tres grandes grupos de problemas causados por esta proliferación: (1) solapamientos y contradicciones, donde múltiples formas separadas de evaluación están causando problemas de duplicación de esfuerzos, de solapamiento en sus coberturas, de doble contabilidad de los fenómenos y de contenidos contradictorios; (2) dificultades de coordinación, en donde se ha comprobado que los diferentes tipos de evaluación han complicado aún más los procesos de decisión sobre los que, en teoría, deberían aportar claridad y criterios; y (3) métodos inconsistentes, como diferentes respuestas a los conflictos de uso, de los métodos de predicción o de los criterios significativos, lo que ha servido tanto como motivación como potencial obstáculo para la integración.

Estos notables problemas creados por la proliferación de instrumentos de evaluación nos lleva a creer que el planteamiento ‘cuasitaxonómico’ de los propios instrumentos puede proporcionar una línea positiva en el necesario proceso de clarificación de los mismos. Razón por la que se expone la presente propuesta de tipo evolutivo respecto a estos instrumentos. En los apartados anteriores hemos realizado una clasificación de corte operativo distinguiendo lo que hemos denominado ‘familia evaluativa’ y en la que consideramos tanto los instrumentos primarios como los instrumentos secundarios, y la ‘familia analítica’, una clasificación que tiene un primer valor al objeto de analizar y exponer las relaciones funcionales entre los instrumentos. La presente propuesta evolutiva está relacionada pero no condicionada por las mencionadas relaciones funcionales. Así, la secuencia evolutiva que exponemos pretende aportar una visión de conjunto de los instrumentos de evaluación ambiental a lo largo del tiempo y del espacio. El tronco de estos instrumentos lo constituyen en mayor medida, y por eso reciben la consideración de instrumentos principales, la evaluación de impacto ambiental y la evaluación ambiental estratégica, que es a su vez una clara respuesta evolutiva de la anterior. Esta propuesta de planteamiento evolutivo del conjunto de instrumentos normativos y tecnocientíficos de las políticas ambientales preventivas también puede permitirnos contextualizar tanto los instrumentos que hemos definido como auxiliares, como un conjunto muy diverso de instrumentos tecnocientíficos que han venido desarrollándose de forma específica para dar respuesta a necesidades muy concretas. Si bien para algunos autores (Oñate *et al.*, 2002), son instrumentos que nacen de la necesidad de cubrir requerimientos no satisfechos de la

evaluación de impacto ambiental, nosotros mantenemos que surgen, además de por las razones expuestas por los autores citados, por una multiplicidad de necesidades y procesos, entre los que pueden destacarse: derivas metodológicas, especializaciones sectoriales, y corrientes territoriales.

La forma más clara de visualizar la existencia de una corriente evolutiva temporal de los instrumentos de evaluación ambiental es a través del fenómeno que afecta a los dos instrumentos principales: evaluación de impacto ambiental (EIA) y evaluación ambiental estratégica (EAE), como se expone. A partir de los años setenta, la NEPA y su procedimiento de evaluación de impacto ambiental, viene a convertirse en la referencia básica de los instrumentos de política preventiva, fundamentalmente en América del Norte y, en menor medida, en Europa. En esta década varios países, la mayor parte de ellos de entre los más desarrollados, adoptan también normativa en materia de evaluación ambiental: Israel y Canadá en 1973, Australia, Nueva Zelanda y Colombia en 1974, Alemania¹⁹⁷ en 1975, Francia e Irlanda en 1976, Luxemburgo y Filipinas en 1978¹⁹⁸. A finales de los años setenta, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) introdujo líneas de ayuda con la finalidad de implantar la técnica de evaluación de impacto ambiental orientada a las instalaciones industriales en los programas de desarrollo (UNEP, 1980). Por otra parte, la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) recomendaba a sus países miembros la adopción de instrumentos que considerasen los impactos ambientales y en 1985 adoptó esta práctica para sus propios programas de ayuda (Riera, 2000). A partir de 1985, y tras diez años de negociaciones, la Directiva 85/337/CEE, relativa a la evaluación de repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente, permite disponer en el ámbito de la Unión Europea de un instrumento de evaluación de impacto ambiental que se incorpora progresivamente a las legislaciones básicas nacionales de los países que vienen a conformar la Unión Europea. Si bien la Directiva está derivada de la NEPA, también es cierto que se plantea de forma diferenciada a ésta. Puede destacarse que el corazón metodológico de la NEPA se sitúa en el proceso de declaración de impacto

¹⁹⁷ Alemania Occidental o República Federal Alemana (RFA) en ese momento.

¹⁹⁸ A principios de los años 80, y antes de la incorporación a la normativa de la Unión Europea, la EIA se implanta en países como Holanda (1981) y Japón (1984). Al margen de los países más desarrollados, este instrumento también se implanta en otros como Colombia (1974) o Filipinas (1978)

ambiental que elabora la administración ambiental¹⁹⁹, y que contiene el conjunto de elementos más notables del proyecto. Sin embargo, en la Directiva de referencia, los contenidos técnicos han de elaborarse básicamente por el agente (público o privado) promotor del proyecto, a través del estudio de impacto ambiental (EsIA), quedando reservada a la administración ambiental la función de verificar el valor del estudio, mediante estudio y contraste de consultas, para terminar formulando una propuesta de declaración de impacto ambiental, con carácter básico respecto a lo expuesto en el estudio de impacto ambiental. Junto con otras diferencias esta contribuye a imprimir una orientación distinta que permite definir un ámbito metodológico propio de la EIA en Europa respecto al norteamericano²⁰⁰. Desde finales de los años ochenta y principios de los noventa, con la incorporación de esta técnica por los países en transición de Europa central y del este, así como de numerosos países en desarrollo y menos desarrollados, puede considerarse que la evaluación de impacto ambiental se convierte en un instrumento para las políticas ambientales preventivas de ámbito mundial²⁰¹.

En el ámbito europeo, desde mediados de los años ochenta y con más potencia a partir de los años noventa, se plantea la necesidad de contar con un instrumento de evaluación ambiental adaptado a las necesidades de evaluación de los programas, planes y políticas. Esta necesidad surge del convencimiento práctico de que el esfuerzo de evaluación de impacto ambiental, a pesar de sus notables aciertos, no estaba consiguiendo responder a los nuevos requerimientos de sostenibilidad general planteados en el informe “Nuestro Futuro Común” de la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo. No es necesario en este punto insistir en el planteamiento de que realmente la evaluación de impacto ambiental hubiera podido extenderse, previo un proceso relativamente sencillo de revisión metodológica, o refundación, a los procesos evaluativos de los programas, planes y políticas (PPP). El análisis de las razones por las que la Unión Europea emprende el lento camino de redefinir o formular un nuevo instrumento para atender una necesidad que ya se intuía

¹⁹⁹ Como se verá, en la metodología expuesta en este documento se insiste en la conveniencia de analizar el proceso de EIA desde los dos agentes participantes en la evaluación ambiental: el promotor del proyecto (y redactor del EsIA), y la administración ambiental como evaluador del proyecto y EsIA y redactor de la declaración de impacto ambiental (DIA).

²⁰⁰ En el capítulo dedicado a la evaluación de impacto ambiental (EIA) se detalla el proceso de evolución y diferencias radicales entre la NEPA, 1969 y la Directiva 85/337/CEE. Estas diferencias resultan muy importantes en el orden de aplicación práctica, como se verá.

²⁰¹ En 1996 más de 100 países disponían de evaluación de impacto ambiental, y en 2005 al menos 120 países disponen ya de evaluación de impacto ambiental (Glasson *et al*, 2005)

desde el principio no corresponden al ámbito de este documento. No obstante, las observaciones de Oñate *et al.* (2002) a este respecto pueden ser ilustrativas “en 1983, el 4º Programa Marco de acción en materia medioambiental de la UE planteaba la extensión de la EIA a políticas, planes y programas, pero no ha sido hasta el año 2001 cuando la Comisión ha conseguido consensuar una Directiva al respecto (Comisión Europea, 2001). Paradójicamente, las razones para la lenta adopción de la EAE se sintetizan en la confusión existente respecto a su definición y papel.” Por otra parte, el proceso evolutivo de la EIA a la EAE en los Estados Unidos, en donde la NEPA ha marcado, a través de la EIA, una muy fuerte influencia, está definido con precisión – para el horizonte temporal del año 2000- por Clark (2000): “El desarrollo político es un proceso dinámico, por lo que es inevitable que los resultados de las políticas nunca sean tan precisos como la teoría de EIA ha asumido que son. Debido a que las decisiones son incrementales y que no siempre hay un preciso momento en que el gobierno decide las políticas públicas, es por lo que la EIA debería evolucionar hacia una aproximación escalar, incremental. La EAE desplaza el foco desde un lugar, un emplazamiento, hacia un nivel más estratégico, de modo que los gestores políticos pueden apreciar cómo su operación encaja en el contexto nacional o global. Está claro que durante la evaluación de un proyecto hay pocas decisiones que pueden tomarse acerca de si la propuesta procedería o no. Esto es apropiado para algunos tipos de proyectos, pero también para usarse en estrategias de desarrollo sostenible. ¿Necesitamos diferentes procedimientos para EAE y para EIA? Si. Aunque los elementos analíticos principales son similares, hay diferencias significativas. La EAE debe ser más flexible, permitiendo que quien toma las decisiones utilice los elementos que le sean útiles. (...) La EAE es significativamente más compleja que la EIA y requerirá el desarrollo de una capacitación profesional para asegurar su éxito y su aceptación. Aquella se basa en una visión iterativa, continuada, de los efectos ambientales de una acción. El énfasis en el seguimiento, más que en la certidumbre, puede proporcionar nueva información que bajo circunstancias ordinarias exigiría la realización de una nueva EIA. Debido a que la EAE debería orientarse a procesos más cortos, más sencillos y más abiertos, es por lo que quizá la propia EAE no debería estar sometida a un procedimiento reglado. El nuevo modelo presenta una cronología distinta y cubre un ámbito diferente, pero manteniendo la ciencia y práctica del

impacto ambiental, aunque modificando lo necesario para superar los obstáculos debidos a su temprana realización”.

A partir de este breve recorrido descriptivo podemos valorar el interés que tiene la aproximación evolutiva del conjunto de los instrumentos que configuran la evaluación ambiental. De acuerdo con lo expuesto en la propuesta evolutiva de la evaluación ambiental, las bases conceptuales de la NEPA, de gran fuerza y simplicidad en su origen, han ido sufriendo diversas modificaciones resultado tanto de su propia evolución como debido a la particularización técnica, normativa y procedimental que ha ido experimentando a lo largo de más de tres décadas de existencia. Un fenómeno que se produce a partir de lo que podemos denominar deriva metodológica de la evaluación de impacto ambiental originaria (procedimiento NEPA) y que tiene unas dimensiones e implicaciones muy diferentes de un país o zona de influencia a otra: a) países desarrollados de tradición en economía de mercado (escuela norteamericana y escuela europea); b) países en desarrollo mediante transición de economía planificada a economía de mercado; c) países en desarrollo o países menos desarrollados (excepto ámbitos anteriores). Como hemos visto más arriba (figura 2.4), Glasson *et al.* (2005) plantea que solamente los espacios geográficos de Norteamérica y de Europa Occidental están incluidos en lo que se denomina fase de evaluación ambiental madura, esto es, donde los procedimientos están suficientemente implantados, lo que coincide con la primera zona que acabamos de definir. Por esta razón, la propuesta taxonómica y evolutiva que se plantea a continuación está centrada y referida precisamente a este espacio geográfico donde la práctica de la evaluación ambiental está consolidada.

De esta forma, para realizar esta aproximación evolutiva hemos seguido un conjunto de pautas que estimamos adecuadas para el fin que se persigue. Siguiendo el símil paleontológico, hemos realizado una clasificación taxonómica, definiendo cuatro niveles: familia, género, especie y subespecie. Así, partimos de la definición de dos grandes familias: la de instrumentos evaluativos o familia de evaluación ambiental; y la de instrumentos auxiliares o familia analítica auxiliar de la evaluación ambiental. La diferencia entre las familias está relacionada con la base metodológica que, como hemos visto en su momento, es radicalmente distinta, puesto que una es tributaria de las metodologías evaluativas y otra de las metodologías analíticas.

Para la familia de evaluación ambiental distinguimos, como siguiente nivel, tres géneros. Los géneros representan los tres lineamientos dominantes en las tendencias generales de los instrumentos de evaluación ambiental desde su origen: la evaluación de impacto ambiental; la evaluación ambiental estratégica; y la evaluación de impacto integrada o evaluación integrada. Los dos primeros géneros guardan una cierta relación con las dos primeras generaciones de evaluación ambiental planteadas, como hemos visto, por Dalal-Clayton & Sadler (2003). Estos tres géneros están agrupando las unidades básicas que constituyen nuestro análisis, estas son –siguiendo el planteamiento biológico evolutivo- las especies. Las especies que hemos definido se caracterizan porque tienen consistencia metodológica y funcional, formalización (normativa o metodológica), y porque tienen una aplicación práctica mínima de sus propiedades funcionales. Para cada una de las especies tenemos en cuenta información sobre: año de aparición, ámbito geográfico de origen y distribución posterior, orientación metodológica principal (en relación con políticas, planes, programas o proyectos), e intensidad de práctica (orden de magnitud de uso/año). A fin de dotar al conjunto de una mayor consistencia hemos considerado también un nivel inferior –y subordinado- a las especies, como son las subespecies. Hemos utilizado este subnivel en dos tipos de casos: en primer lugar cuando las especies están vinculadas a un espacio geográfico y dentro de éste se presentan variaciones temporales o metodológicas; y en segundo lugar cuando no tienen entidad suficiente, por intensidad de uso o limitación geográfica, como para situarse a un nivel de especie. De acuerdo con lo expuesto, la propuesta taxonómica para la familia de evaluación ambiental es la que se expone en la tabla 2.4 adjunta.

Género	Especie	Subespecie
1. Evaluación de impacto ambiental (EIA)	1. EIA norteamericana (procedimiento NEPA)	1. EIA/NEPA de proyecto
		2. EIA/NEPA de planes/programas
		3. EIA/NEPA de políticas/legislativas
	2. Evaluación de impacto ambiental (EIA europea)	1. EIA europea pre-Directiva
		2. EIA normativizada (Directiva)
	3. Evaluaciones de impacto derivadas (secundarias)	1. Evaluación de impacto social (EISo)
2. Evaluación ambiental estratégica (EAE)	1. Evaluación ambiental estratégica (europea)	2. Evaluación de impactos acumulativos (EIAc)
		3. Evaluación de impacto sobre la salud (EISa)
	2. Evaluación ambiental estratégica no formal (norteamericana)	1. EAE no formalizada
		2. EAE normativizada (Directiva)

Respecto a la distribución cronológica, como vamos observando, responde a la secuencia básica EIA/EAE/EIAc. Para la EIA se distingue la presencia de este instrumento en diversos países europeos antes de la directiva de EIA de 1985. Los momentos iniciales de las metodologías y estudios relacionados con la EIAc y, especialmente con la EAE, se remontan a principios de los años noventa. Posteriormente, en 2001, la EAE se normativizará a través de la directiva de planes y programas. Entre 1995 y 2000 se advierte la presencia diferenciada de las evaluaciones de impacto sociales y, posteriormente, sobre la salud. Desde principios de este siglo, van apareciendo los instrumentos de evaluación de impacto integrada y evaluación integrada. El grosor atribuido a cada uno de los instrumentos pretende ser una aproximación a la cantidad o importancia numérica relativa de cada uno de ellos respecto a los demás. Como puede observarse en la figura, la irrupción del concepto de desarrollo sostenible, de forma más tímida a partir de 1987 y con más intensidad después de Río 1992, coincide con un período de ‘explosión’ de los diferentes instrumentos de evaluación ambiental. Esta relación puede estar debida a que los nuevos requerimientos de la sostenibilidad llevan a un esfuerzo de revisión metodológica y a la aparición de nuevas formas de evaluación ambiental. En la figura 2.5 también se ha establecido una propuesta tentativa de relaciones entre los distintos taxones. Queremos recalcar especialmente el carácter previo y tentativo de estas relaciones. Sin duda es necesario identificar con más precisión algunas tendencias previas a la aparición de los propios instrumentos, e incluso algunas variaciones o derivaciones terminológicas. No obstante, a grandes rasgos, como se quiere manifestar, se indica que la EIA europea procede básicamente del tronco del procedimiento NEPA. La EAE europea a su vez está relacionada con la EIA, aunque por un vínculo complejo, ya que las bases metodológicas de la EAE son una derivación de las bases metodológicas de la EIA, pero los objetos y dimensiones del análisis son distintas. La EIAc se propone como derivada del proceso EIA, tal y como se propone para el conjunto EISo y EISa. Se insiste en que la propuesta de relaciones entre los instrumentos tiene un carácter previo y tentativo y que debe ser objeto de análisis y revisiones ulteriores que entendemos tendrán utilidad para clarificar el complejo espacio conceptual de los instrumentos que componen el conjunto que hemos dado en denominar evaluación ambiental (EA).

En este punto conviene señalar que la evolución no solamente puede entenderse como evolución entre diferentes instrumentos, sino que también puede comprender un mecanismo interno –para un ámbito geográfico dado y dentro de una práctica- de cambio progresivo. En este sentido puede destacarse la evolución interna del procedimiento de evaluación ambiental en Canadá. De acuerdo con Gibson *et al.* (2001), a lo largo de los más de treinta años de evaluación ambiental en Canadá se ha procurado evolucionar hacia una forma de hacer las cosas mejor. En particular, este proceso se ha ido desplazando hacia: incorporar lo antes posible la evaluación ambiental en las fases de planificación; ser más participativo (teniendo en cuenta no solamente a los proponentes, la administración y los técnicos expertos, sino también a los ciudadanos afectados o comprometidos y a las organizaciones cívicas); ser más comprehensivo (cubriendo lo social, económico y cultural así como el medio ambiente biofísico, los efectos locales y los lejanos, efectos inmediatos así como los acumulativos, efectos positivos así como los negativos, y los niveles estratégicos así como los de proyectos); ser más integrativo (considerando efectos sistémicos más que sólo los impactos individuales); ser más prudentes (reconociendo y teniendo en cuenta la incertidumbre aplicando el principio de incertidumbre); y más exigentes (buscando alternativas preferibles más que acciones individualmente ‘aceptables’). Estas son tendencias evidentes en la evolución de la evaluación ambiental en Canadá. Esto nos muestra el interés por emprender una aproximación evolutiva, no solamente respecto al conjunto de los instrumentos en diversos ámbitos geográficos, sino dentro –particularmente- de cada ámbito geográfico. No obstante, las limitaciones naturales del presente trabajo no permiten desarrollar este tipo de análisis evolutivo regional, que ha de quedar para investigaciones posteriores.

Siguiendo el esquema de la propuesta taxonómica que hemos empleado para la familia de evaluación ambiental procedemos con la familia de metodologías analíticas. Hemos desagregado la familia en tres géneros basándonos en los fundamentos disciplinares que refleja cada uno de ellos, consideradas como bases metodológicas diferenciadas: base económica, base matemática o lógica, y base ambiental. A su vez cada género agrupa, bajo la forma de especie, a herramientas que constituyen una unidad funcional concreta.

Género	Especie
1. Base socioeconómica	1. Análisis coste-beneficio (ACB)
	2. Valoración de daño ambiental (VDA)
	3. Análisis de impacto económico (AIE)
2. Análisis de base matemática (probabilística) o lógica	1. Análisis multicriterio (AM)
	2. Análisis de cadena de causalidad (ACC)
	3. Análisis de riesgos (AR)
3. Análisis de base ambiental	1. Análisis de ciclo de vida (ACV)
	2. Análisis de vulnerabilidad (AV)

Tabla 2.5. Propuesta taxonómica de la Familia analítica (auxiliar de EA) (elaboración propia)

Como en el caso anterior, resultaría factible emprender una proyección cronológica de los instrumentos analíticos auxiliares a la familia de evaluación ambiental. No obstante se ha considerado que este empeño debe ser posterior a una mayor clarificación de las relaciones evolutivas de los instrumentos de evaluación ambiental, por lo que estimamos la conveniencia de dejar este desarrollo para ulteriores investigaciones.

Realmente, ¿existe un Sistema de Evaluación Ambiental?

En apartados anteriores hemos podido observar que la evaluación ambiental está constituida, desde el punto de vista funcional, por un conjunto de instrumentos primarios y secundarios que pertenecen a la familia metodológica evaluativa, junto a un conjunto de herramientas que pertenecen a la familia metodológica analítica. También hemos avanzado un enfoque de los instrumentos de evaluación ambiental, en gran parte de sus variantes históricas y geográficas, como un conjunto de instrumentos que responden individualmente a distintas circunstancias pero que globalmente configuran un conjunto que responde a unas ciertas pautas evolutivas. Esto es, no solamente que se disponen según una secuencia histórica, sino que incluyen unas pautas de interrelación que hemos asociado a una dinámica evolutiva. Llegado este punto, la pregunta que nos hacemos (¿existe un sistema de evaluación ambiental?) no es de carácter retórico, sino que tiene unas implicaciones mucho mayores. En caso positivo implicaría que hay una estructura funcional y operativa completa, definida expresamente y cuyo resultado sería que la sociedad está dotada de un conjunto de instrumentos articulados de cara a permitir evaluar los impactos de todas las

actuaciones (desde el nivel de políticas hasta el de proyecto) que potencialmente pueden afectar al medio ambiente (considerado de forma integral, esto es la suma de los sistemas socioeconómico y natural).

En este sentido, ya desde sus inicios, referidos en un apartado anterior, el texto de la NEPA define un conjunto de procedimientos normativos y técnico-científicos que vienen siendo agrupados en lo que se ha venido en denominar de forma habitual “proceso de evaluación de impacto ambiental”²⁰², “proceso NEPA” (Bear, 1989), o “NEPA/sistema de declaración de impacto ambiental (*NEPA/Environmental Impact Statement System*)”, como emplean Stakhiv & Major (1997), entre otras denominaciones. En el proceso NEPA las declaraciones de impacto ambiental no se emiten solamente sobre proyectos, sino que pueden abarcar —como queda fijado en la norma original— las declaraciones de impacto ambiental sobre programas o programáticas (*programmatic EISs*) y las declaraciones de impacto ambiental sobre legislación o legislativas (*legislative EISs*). Así, el procedimiento de evaluación de impacto ambiental, según se aplicara sobre proyectos específicos, sobre programas o sobre iniciativas legislativas, generaría distintos tipos de declaraciones de impacto ambiental. No obstante como la práctica norteamericana de las evaluaciones de impacto ambiental se ha realizado de forma abrumadora sobre proyectos concretos y sólo muy puntualmente sobre programas, planes, políticas o leyes, vino a establecerse, especialmente a través de las normas y procedimientos derivados de NEPA —y muy especialmente en su tránsito al ámbito normativo europeo— una vinculación entre la evaluación de impacto ambiental y los proyectos específicos. Esta ha sido una de las pérdidas más significativas en la evolución y adaptación de la NEPA en la normativa y procedimientos tecnocientíficos europeos. Debido a esta pérdida, que ha limitado en gran medida el campo de aplicación del procedimiento de evaluación de impacto ambiental (EIA) a la evaluación de proyectos, la nueva normativa europea en materia de evaluación de planes, programas y políticas, está siendo contemplada bajo la terminología de Evaluación Ambiental Estratégica (EAE). A su vez, estas modificaciones terminológicas están arrastrando discusiones normativas y tecnocientíficas sobre lo que debe ser el procedimiento de la evaluación ambiental para los planes, programas y políticas. Un debate que está de plena actualidad, y donde autores como Fischer (2003) plantean que

²⁰² El término “proceso de evaluación de impacto ambiental” (*environmental impact assessment process*) se amplía en este tratamiento, con las razones que se observan en el apartado de terminología, al de Evaluación Ambiental.

las EAE deben tener una estructura concreta y normativizada, oponiéndolo a lo que él llama el paradigma post-modernista de las EAE que aboga porque las mismas respondan a procedimientos muy flexibles, casi definidos *ad hoc*. Una postura que Oñate *et al.* (2002) también ponen sobre la mesa de debate, planteando la flexibilidad de la evaluación ambiental estratégica frente a las rigideces y limitaciones de la evaluación de impacto ambiental. En Estados Unidos este debate se produce entre quienes entienden que las características de la EIA de programas son equivalentes a las de la evaluación ambiental estratégica y quienes, como Clark (2000), plantean que el despliegue del potencial de la EAE requiere un nuevo modelo de EIA y de toma de decisiones.

De esta forma, ante el escenario descrito, la pregunta que nos hacemos responde a la necesidad de comprender y establecer si el conjunto de instrumentos que configuran lo que denominamos evaluación ambiental (EA) puede ser susceptible de ser interpretado como un sistema formal. Desde el punto de vista biológico, un sistema es un conjunto organizado de estructuras y órganos capaces de responder a una función. En materia medioambiental se entiende por sistema a un conjunto de objetos más las relaciones entre esos objetos y entre los atributos de los objetos. En donde objetos son las partes o componentes del sistema, y los atributos son las propiedades de los objetos. Las relaciones de un sistema son las posiciones relativas (relaciones estáticas) que estructuran el sistema y las interacciones (relaciones dinámicas) que comunican y dan cohesión al sistema (Arce, 2002).

Diversos autores proponen enfoques de conjunto, más o menos integrados y más o menos interpretables desde una concepción sistémica, del proceso de evaluación ambiental. Así, autores como Sadler (2005) proponen que se considere a la evaluación ambiental como un proceso genérico que incluye los procesos de EIA y de EAE, así como sus relaciones con otros instrumentos de evaluación de impacto y con herramientas de planificación. Partidário & Clark (2000) a pesar de que no elaboran específicamente un planteamiento de sistema de evaluación ambiental, acompañan su trabajo introductorio sobre la evaluación ambiental estratégica de un figura²⁰³ muy ilustrativa de lo que exponen como espacio de “evaluación ambiental” y que abarca todos los niveles de decisión (desde políticas hasta proyectos, pasando por planes y

²⁰³ Véase figura 2.1 en apartado de introducción a la evaluación ambiental.

programas) así como el rango que cubren, de forma solapada, los siguientes procesos: evaluación ambiental estratégica, evaluación ambiental de políticas, EIA de programas, evaluación ambiental regional, evaluación ambiental sectorial y EIA de proyectos.

Si bien es cierto que diversos autores emplean el término ‘sistema’, consideramos que lo realizan como referencia a conjunto, a agrupación o incluso a una función, pero no —en lo que advertimos— expresamente como referencia a una entidad sistémica. Autores como Stakhiv & Major (1997), se refieren a la metodología NEPA como “NEPA/sistema de declaración de impacto ambiental (*NEPA/Environmental Impact Statement System*)” aunque sin mayor desarrollo del concepto. Incluso importantes referencias de tipo normativo, como la directiva europea de evaluación ambiental estratégica se refiere al sistema de evaluación ambiental como el resultado de la agregación del proceso de evaluación ambiental estratégica al existente de evaluación de impacto ambiental. Cuando Sadler (2005) se refiere al papel futuro del nivel de análisis político de la evaluación ambiental estratégica, lo hace refiriéndose al “sistema de impacto ambiental evolutivo (*evolving system of impact assessment*) que tiene lugar en la Comisión Europea”.

En referencia con el procedimiento NEPA, del ámbito estadounidense, podemos señalar que si bien desde el punto de vista teórico la evaluación ambiental alcanzaría todos los niveles del ciclo político (iniciativas legislativas, políticas, planes y programas y proyectos), la realidad práctica se ha centrado casi exclusivamente en la realización de las denominadas EIAs de proyecto. Estas EIAs tampoco han tenido un carácter sistemáticamente integral, ya que se han centrado de forma dominante en el medio biofísico. Y por otra parte, no se ha articulado efectivamente y sistemáticamente la participación de las herramientas de la familia analítica en el proceso de evaluación ambiental. Por estas razones podemos concluir que el procedimiento NEPA, en el orden práctico ordinario, no responde a las características propias de lo que podríamos entender como un ‘sistema de evaluación ambiental’.

Respecto al ámbito europeo, como el otro espacio geográfico en que la evaluación ambiental está consolidada, observamos que la metodología que incorpora la directiva de evaluación de impacto ambiental de 1985 se limita a la evaluación de impactos del nivel de proyectos, con una débil integración de los elementos socioeconómicos respecto a los biofísicos, que son claramente dominantes. Posteriormente, la directiva

de evaluación de planes y programas deja sin cubrir los niveles más altos del ciclo político: las iniciativas legislativas y las políticas. No coordina la función de las directivas EIA y EAE; directivas que tampoco articulan satisfactoriamente la participación de las diversas herramientas analíticas auxiliares en el proceso de evaluación ambiental. Por estas razones, y ni siquiera refiriéndonos a la práctica generalmente devaluada de las disposiciones normativas, no podemos considerar que exista actualmente un sistema de evaluación ambiental en el ámbito metodológico europeo. Aunque tal vez podríamos llegar a hablar de una lenta tendencia para la configuración de un cuasi-sistema de evaluación ambiental en la Unión Europea.

Evaluación ambiental: tendencias y retos, en particular respecto al DS

Una vez que hemos definido a la evaluación ambiental como un conjunto de instrumentos de las políticas ambientales preventivas que responden a una cierta dinámica evolutiva, podemos establecer, a grandes rasgos (ya que el tratamiento particularizado de los dos instrumentos primarios: EIA y EAE serán desarrollados en sus capítulos correspondientes) las tendencias y retos. Pero antes de analizar las tendencias y retos que encontramos en la actualidad para la evaluación ambiental retrocedemos casi dos décadas situarnos en el año 1988, en Canadá. Al año siguiente de la presentación del informe Brundtland, el *Canadian Environmental Assessment Research Council* decide examinar las relaciones entre la evaluación ambiental y el desarrollo sostenible. El resultado de estos trabajos (Jacobs & Sadler, 1988), viene a anticipar la mayor parte de las necesidades sobre las que se reflexiona, y en su caso se reclaman, hoy en día: la necesidad de mejorar el proceso de EA para apoyar el desarrollo sostenible vinculando de forma más estrecha la evaluación y el proceso de toma de decisiones; la urgente necesidad de una ‘segunda generación’ de procesos de evaluación que empleen nuevos conceptos, métodos y procedimientos; la demanda de ‘evaluaciones del desarrollo sostenible’ (*Sustainable development assessments*, SDAs) para identificar las interdependencias económicas, sociales y ecológicas de las políticas, planes y proyectos; la necesidad de investigar y desarrollar herramientas integradas para la evaluación, la planificación y la toma de decisiones; y anticipando ya con lucidez el “cambio paradigmático que está produciéndose en la concepción del medio ambiente y el desarrollo” (Jacobs & Sadler, 1988).

Una vez revisada la clara percepción de las autoridades canadienses y de los autores referidos, volvemos a desplazarnos en el tiempo para observar la presente situación de la evaluación ambiental. Las tendencias actuales de un conjunto multiforme como es el que estamos tratando no tienen una única dimensión, ni siquiera podemos decir que sea ‘positiva’ a efectos de la función que se espera de estos instrumentos. Las tendencias son resultados de medio o largo plazo que se observan sobre indicadores o elementos sensibles. En resumen, las tendencias actuales de los instrumentos de evaluación ambiental –en donde algunas, como se observa, son contrapuestas– establecen una dinámica muy variable sobre el conjunto, determinando lo que podríamos denominar un estado de tensión creativa-destructiva que no podemos saber hacia dónde va a conducir. En el apartado sobre NEPA se han incluido las tendencias que se observan en este procedimiento, unas tendencias que pueden generalizarse para la evaluación ambiental. Además, en la tabla 2.5 adjunta hemos incluido algunas tendencias singulares, indicando lo que entendemos por un valor positivo (+) cuando se dirigen en un sentido que podemos reconocer como adecuado a la función de estos instrumentos, y negativo (-) cuando ese sentido no es adecuado a la función objetiva.

Tendencia/resultados	Referencias
(-) Proliferación de distintas técnicas de evaluación que definen un escenario de ‘desintegración’	Hacking (2004)
(-) Dominancia del proceso académico de ‘proteccionismo disciplinar’	Scrase & Sheate (2002)
(+) Orientación de instrumentos de evaluación existentes en la dirección de desarrollo sostenible	Hacking (2004)
(+) Desarrollo de nuevas técnicas y términos como evaluación de impacto integrada y evaluación de impacto sobre la sostenibilidad	Hacking (2004)
(+/-) Separación de la evaluación ambiental estratégica en dos niveles: el de planes y programas, del de políticas e iniciativas legislativas	Sadler (2005)
(-) Los responsables de las decisiones (<i>decisión-makers</i>) se resisten a las iniciativas que piensan que pueden reducir su papel de toma de decisiones o que pueden restringir sus poderes discrecionales	Lee & Kirkpatrick (1997) Draaijers <i>et al.</i> (2003)
(-) Los procesos del ciclo de decisiones, que se refieren en general al sector público (ej. infraestructuras de transporte) donde la selección de alternativas se optimiza sobre la base de las necesidades sociales, pueden presentar importantes disfunciones cuando se aplican a planes y proyectos del sector privado, cuyo objetivo prioritario no es satisfacer las necesidades sociales	Goodland & Mercier (1999)
(+) los ecólogos y los economistas están cada vez más de acuerdo en que los sistemas ecológicos están vinculados y deben analizarse como un sistema único	Batabyal (2000)

Tabla 2.5. Selección de tendencias generales en la evaluación ambiental (elaboración propia)

Junto a estas tendencias, que podemos considerar de base metodológica, está otro conjunto de tendencias negativas que son el resultado de la práctica de la evaluación ambiental. Sin duda la práctica diaria tiende al menor esfuerzo, lo que hace que se tiendan a crear rutinas y a simplificar los procesos (Lee, 2006), algo que podríamos identificar como ‘fatiga del procedimiento’. Además, en un escenario donde los recursos humanos y materiales de la administración son reducidos no resulta fácil ir incorporando en el día a día de la administración las nuevas tendencias metodológicas, cuando además la administración debe operar mediante procedimientos reglados, de los que debe responder. De esta forma, cuando hablamos de las tendencias y los retos, debemos incluir –junto a los nuevos retos que surjan de planteamientos y orientaciones metodológicas novedosas- un proceso necesario de refresco y revitalización de la práctica de evaluación, que debe centrarse en las bases fundamentales del proceso: (1) el planteamiento holístico o integrador de las ciencias sociales (2) la solvencia técnica; (3) el análisis de alternativas; y (4) la participación pública. En este contexto se entiende que se planteen retos como: la conveniencia de valorar más los recursos culturales (King, 2000), o la necesidad de considerar suficientemente los impactos sobre la salud²⁰⁴ (Lock, 2000; Steinemann, 2001; Mahoney & Potter, 2004; Utzinger *et al.*, 2005), la necesidad de ampliar el número y profundidad en el tratamiento de alternativas que se consideran en las evaluaciones ambientales y la necesidad de profundizar en el tratamiento de las alternativas en la EIA (Steinemann, 2001), quien plantea importantes problemas en este apartado en Estados Unidos, como la generación de alternativas *ad hoc*, o la desconsideración de alternativas viables que ponen en cuestión los resultados y aplicabilidad de estos procesos.

En este escenario, los retos para la evaluación ambiental son numerosos. Algunos de los más importantes también están relacionados con la necesidad de superar el análisis de impacto ambiental realizado habitualmente desde una perspectiva geográfica y temporal limitada y moverse –bien desde la EIA, a través de instrumentos derivados o instrumentos auxiliares, o incluso desde otros enfoques- para considerar también diversos tipos de impactos que se han ido revelando de acuerdo con la práctica de

²⁰⁴ Steinemann (2000) señala que de 42 estudios de impacto ambiental realizados en EEUU estudiados, más de la mitad ni siquiera contienen una mención al problema del potencial impacto sobre la salud.

estos instrumentos. Impactos, como se expone en la tabla 2.6 adjunta, que no siempre han sido considerado en la medida de las necesidades y de su importancia.

Tipos	Definiciones	Referencias
Indirectos, impactos de orden secundario	Impactos que aparecen derivados de otros impactos que son debidos a las actividades, por ejemplo pérdida de pesquerías debido a la contaminación del agua	Bisset, 1996; Abaza, 2003
Impactos inducidos	Impactos debidos a actividades secundarias no planificadas o tenidas en cuenta que aparecen a partir de actividades primarias planificadas, por ejemplo nuevos asentamientos	Bisset, 1996; Goodland & Mercier, 1999
Impactos residuales	Impactos que permanecen después de aplicar las medidas de mitigación previstas	UNEP, 2003
Impactos acumulativos	Impactos debidos a actividades individuales numerosas que pueden ser incluso insignificantes una a una pero que cuando interactúan pueden causar impactos significativos	Bisset, 1996; Dalal-Clayton & Sadler, 2003
Impactos transfronterizos	Impactos, no necesariamente de tipo global, que se producen en una jurisdicción geográfica y tienen efectos en otra. Estos impactos pueden tener causas tangibles, como las emisiones, o intangibles, como las prácticas comerciales	Bisset, 1996; George, 1999
Impactos globales	Impactos transfronterizos que tienen alcance global, como el cambio climático	George, 1999

Tabla 2.6. Tipos de impactos adicionales que deben considerarse como retos para la EA (modificado de Hacking, 2004 y elaboración propia)

La evaluación ambiental puede aportar mejoras en la dirección de los requerimientos del desarrollo sostenible en la medida, entre otras cuestiones, que pueda avanzar para integrar adecuada y satisfactoriamente los cuatro primeros tipos de impacto mencionados: indirectos, inducidos, residuales y acumulativos; y que pueda aportar claves de análisis sobre las vinculaciones concretas entre los proyectos o actividades –especialmente aquellos de magnitud significativa- y los impactos transfronterizos y globales que se han mencionado. Pero además, como plantean Gibson *et al.* (2001), a los efectos prácticos de la evaluación ambiental, especialmente en el nivel de proyecto, es deseable poder especificar lo antes posible y de la forma más completa y creíble los principios, objetivos y criterios de sostenibilidad. Es importante que esta información esté disponible antes de que los promotores empiecen siquiera a pensar en sus actuaciones y opciones. Disponer de esta información implica desarrollar un trabajo previo para definir los criterios de sostenibilidad de cara a la evaluación ambiental. Unos trabajos que deben apoyarse y relacionarse con: (1) especificaciones consistentes y creíbles de los principios y criterios de sostenibilidad a todos los niveles

desde el global hasta el local; (2) desarrollo de indicadores de sostenibilidad bien integrados y más sensibles a los sistemas; (3) un uso mejor y más intenso de la visión de los múltiples agentes interesados y con procesos de elaboración de escenarios que permitan definir objetivos de sostenibilidad específicos respecto al contexto, así como mapas tentativos de estrategias que permitan avanzar hacia esos futuros seleccionados; (4) aplicar los principios de sostenibilidad más decididamente desde la administración y desde otros organismos; y (5) vincular los procesos de evaluación ambiental con procesos similares abiertos y rigurosos a fin de determinar objetivos, especificar criterios, planificar, regular, monitorizar, adaptar e informar, lo que es contribuir eficazmente a la gestión adaptativa apoyada en la evaluación.

En resumen, uno de los retos clave de los instrumentos de evaluación ambiental, como iremos viendo a lo largo de los próximos capítulos, es la adecuación de estos instrumentos al nuevo escenario de desarrollo sostenible. La reorientación de la evaluación ambiental hacia la sostenibilidad tendrá interés no solamente para su aplicación en el ámbito de los países desarrollados sino que, de forma especial, puede convertirse en una herramienta de interés en la cooperación al desarrollo, bien a través de las instituciones financieras multilaterales de desarrollo (Annandale *et al.*, 2001), o bien como vehículo de revisión de las evaluaciones ambientales en los países menos desarrollados. El problema no es solamente que la evaluación ambiental contribuya en la dirección de la sostenibilidad, sino que sea capaz de alcanzar el desarrollo sostenible. Esa es la diferencia que plantea George (2001) entre ‘contribuir/trabajar hacia el desarrollo sostenible’ respecto a la de ‘alcanzar el desarrollo sostenible’. En este sentido, son muchas las propuestas y necesidades que esta adaptación va a demandar del conjunto de instrumentos que abarca la denominación de evaluación ambiental, así como la propia necesidad de reorientación del conjunto. Además de lo ya expuesto, y siguiendo a Hacking (2004), podemos citar, aunque no de forma exhaustiva, algunas de las tendencias que deberían incorporar los distintos instrumentos de evaluación ambiental: (1) ampliar en todos los casos y decididamente el concepto de medio ambiente, para que no quede constreñido en el medio biofísico y alcance el sentido original que ha sido definido y mantenido por muy diversos autores y que alcanza también las dimensiones económicas y sociales del entorno humano y de los ecosistemas; (2) modificar los objetivos de los instrumentos de evaluación, de modo

que la misma se refiera a unas metas u objetivos consistentes con una propuesta de desarrollo sostenible; (3) ampliar el enfoque para tener presente no solamente los efectos o resultados potenciales directos de las actuaciones, sino también otros efectos derivados o secundarios, ampliando el horizonte temporal hasta el medio y largo plazo; (4) procurar un proceso de integración de técnicas y temas de forma que se disponga de instrumentos de evaluación solventes, robustos y comunes.

CAPÍTULO 3. LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA)

Como se ha expuesto en el capítulo anterior, el conjunto de herramientas que definimos genéricamente como evaluación ambiental, consta de dos instrumentos principales o primarios, uno de los cuales es la evaluación de impacto ambiental (EIA). A pesar de que, como se ha visto, el origen de la evaluación ambiental está en el procedimiento NEPA, y que su nomenclatura y metodología permitiría hablar de evaluación de impacto ambiental para todos los niveles de decisión: políticas, planes, programas y proyectos; en este capítulo vamos a centrar el análisis de la evaluación de impacto ambiental en su acepción más generalizada y consolidada, y que forma parte del planteamiento operativo de lo que hemos dado en llamar la escuela europea de evaluación ambiental. De acuerdo con esto trataremos en este capítulo a la evaluación de impacto ambiental como un instrumento orientado fundamentalmente a la evaluación ambiental del nivel de proyectos.

La evaluación de impacto ambiental es una herramienta fundamental de las políticas públicas medioambientales activas de carácter preventivo²⁰⁵, esto es, actúa de forma previa al desarrollo de la actividad objeto del proyecto, con la finalidad de anticiparse a efectos indeseables de la actividad sobre el medio ambiente²⁰⁶ y evaluar la viabilidad -en su caso condicionada- de la actividad. La EIA consiste básicamente en la valoración de los efectos de la actividad humana sobre el entorno; unos efectos que pueden entenderse como: pérdida parcial o total de recursos o de calidad ambiental, o también como la inducción de riesgos al aumentar la vulnerabilidad del territorio. La EIA se han convertido en uno de los instrumentos ambientales más poderoso de nuestra sociedad para preservar el medio ambiente y los recursos naturales al enmarcarse dentro de un proceso más amplio, que introduce los factores

²⁰⁵ La EIA, ya como viene siendo expresada desde la NEPA, se considera la primera traducción importante del principio de prevención (Martín Cantarino, 1999).

²⁰⁶ Dentro del contexto de la presente tesis, también tiene un especial interés la definición implícita de medio ambiente que contiene la normativa de evaluación de impacto ambiental, en donde se establece el ámbito de evaluación: "la evaluación de impacto ambiental debe comprender, al menos, la estimación de los efectos sobre la población humana, la fauna, la flora, la vegetación, la gea, el suelo, el agua, el aire, el clima, el paisaje, y la estructura y función de los ecosistemas presentes en el área previsiblemente afectada. Asimismo, debe comprender la estimación de la incidencia que el proyecto, obra o actividad tiene sobre los elementos que componen el Patrimonio Histórico Español, sobre las relaciones sociales y las condiciones de sosiego público, tales como ruidos, vibraciones, olores y emisiones luminosas, y las de cualquier otra incidencia ambiental derivada de su ejecución".

ambientales²⁰⁷ en la toma de decisiones sobre la conveniencia o no de un proyecto con incidencia importante en el medio natural.

El concepto de evaluación de impacto ambiental tiene dos vertientes muy claramente diferenciadas. Una de carácter metodológico, más científica, que incluye el conjunto de las técnicas de análisis científico-técnico de la realidad objeto de estudio. Y otra de carácter más formal, de tipo jurídico-administrativo, que establece con precisión el procedimiento administrativo en que participan los dos agentes fundamentales del proceso: por una parte el promotor, y por otra parte la administración ambiental y, en su caso, la administración sustantiva en materia de autorización del proyecto o actividad que pretende realizarse. Así, el concepto de evaluación de impacto ambiental tiene una dimensión doble, como conjunto de técnicas de investigación; y como procedimiento jurídico-administrativo. Más formalmente, la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) es un procedimiento jurídico-administrativo que tiene por objeto la identificación, predicción e interpretación de los impactos ambientales que un proyecto o actividad produciría en caso de ser ejecutado, así como la prevención, corrección y valoración de los mismos, todo ello con el fin de ser aceptado, modificado o rechazado por parte de las administraciones actuantes.

Una de las definiciones más completas, en su dimensión técnica, se encuentra – curiosamente- en una ley, la Ley (Cataluña) 3/1998, de 27 de marzo, de la intervención integral de la Administración ambiental, en su artículo 4.2., en donde define evaluación ambiental como: “El análisis de los efectos de los resultados medioambientales de la actividad realizada que contenga su descripción y, específicamente, las instalaciones, las materias primas y auxiliares, los procesos, los productos y el consumo de recursos naturales y energía, y las emisiones de todo tipo y sus repercusiones en el medio considerado en conjunto. Incluye también las repercusiones que puedan resultar de las condiciones de funcionamiento anormales, incidentes y accidentes”.

La dimensión tecnocientífica de la evaluación ambiental está representada, de forma conceptual por la identidad (ecuación) clásica de impacto: $I=PRT$, donde P es la población, R el nivel de ingresos o renta, y T la tecnología. Esos son los tres conjuntos

²⁰⁷ Se hace notar que el propio concepto de ambiental está superando los límites estrictos habituales en que venía equiparándose (después de una compleja evolución) al término medio ambiente natural, para superarse e integrar, dentro del concepto más amplio de sostenibilidad o desarrollo sostenible, también a los factores económicos y sociales

de fuerzas directrices de los impactos humanos sobre los ecosistemas que soportan la vida y los recursos biológicos de acuerdo con la mayor parte de los análisis. Pero esta relación simple ha sido analizada de forma pormenorizada, para concluir que las variables en esta descomposición no son fuerzas directrices fundamentales y tampoco son independientes unas de otras (Parris & Kates, 2003). Estas investigaciones, no obstante, han permitido determinar que dos de estas variables sí tienen potencial de cambio: la población y la tecnología.

El alcance de la evaluación de impacto ambiental, previsto en la normativa española derivada de la europea plantea que, en todo caso, la EIA debe comprender, al menos, la estimación de los efectos sobre la población humana, la fauna, la flora, la gea, el suelo, el aire, el clima, el paisaje y la estructura y función de los ecosistemas presentes en el área previsiblemente afectada. Asimismo debe comprender la estimación de la incidencia del proyecto, obra o actividad, tiene sobre los elementos que componen el Patrimonio Histórico, sobre las relaciones sociales y las condiciones de sosiego público, tales como ruidos, vibraciones, olores y emisiones luminosas, y la de cualquiera otra incidencia ambiental que pudiera producirse²⁰⁸. El alcance no se limita a los elementos que debe contemplar la evaluación de impacto ambiental, sino que puede establecerse también si consideramos el ámbito operativo óptimo en que debería desarrollarse el proceso EIA. La práctica sugiere que este desarrollo se realice: a través del ciclo proyecto, empezando tan pronto como sea posible en la fase de diseño del proyecto; con referencia clara a los requerimientos para autorización proyecto; consistente con la práctica de aplicación de las mejores tecnologías disponible; de acuerdo con procedimientos establecidos; y de forma que favorezca la participación pública significativa de las comunidades potencialmente afectadas y de los diferentes grupos de interés.

Los valores fundamentales de la EIA son: (1) protección ambiental o sostenibilidad, ya que el proceso de EIA debe resultar en la protección del medio ambiente; (2) integridad, la EIA está establecida según estándares científicos y técnicos, de esta manera siempre se realiza de la misma manera; y (3) utilidad, dado que el proceso de EIA debe suministrar información creíble, equilibrada y apropiada para la

²⁰⁸ Referencia texto de Real Decreto Legislativo 1302/1986, de evaluación de impacto ambiental

toma de decisiones por parte del evaluador (como proceso de integración del promotor en su decisión proyectual) y de la administración.

Los principios directores de la EIA son: participación, que debe ser la máxima posible; transparencia, aportando un carácter abierto y accesible; certeza, basada en un proceso y esquema EIA acordado por todas las partes; responsabilidad, mediante la toma decisiones responsables; credibilidad, por lo que debe ser realizada con profesionalidad y objetividad; coste-beneficio, de modo que la protección del medio ambiente se haga al menor coste posible; flexibilidad, buscando la adaptabilidad a cualquier situación y toma decisión; pragmática, en donde la información e informes producidos sirvan para tomar decisiones fácilmente. Los principios pueden resumirse y sintetizarse en tres: suficiencia técnica de la evaluación; generación de alternativas; y participación pública. De esta forma, y aplicando los principios expuestos, la EIA debería resultar en: información apropiada y precisa con respecto a la naturaleza, magnitud y significancia impactos, y consecuencias de las diversas alternativas; preparación de informe evaluación ambiental que presente información de manera clara, entendible y relevante para responsables de toma de decisiones; y suministro de soluciones a problemas y conflictos al máximo posible durante todo el proceso.

Los beneficios directos que produce la aplicación de la EIA son: la toma de decisiones examinadas desde la óptica ambiental; la localización óptima de proyecto (fábrica, carretera, etc) y/o mejor diseño; mejor cumplimiento con estándares ambientales (evitar multas); ahorro en costes de inversión y de mantenimiento; reducción de tiempo y costes en aprobación de solicitudes de proyectos; e incremento de la aceptación del público de los proyectos; y disponibilidad de un proceso de control y vigilancia con requerimientos para control, gestión y evaluación de significancia de los efectos potenciales.

3.1 LA EIA EN LA PERSPECTIVA DE LA ESCUELA EUROPEA

Diversos países europeos, tanto del ámbito geográfico de la entonces Comunidad Económica Europea (CEE) como de fuera de ésta, fueron disponiendo de legislación ambiental en materia de evaluación de impacto ambiental, una legislación que respondía al impulso en esta materia realizado desde NEPA. Puede resaltarse el caso de Francia, que incorpora ya en el año 1976 una normativa propia de evaluación de impacto ambiental. Pero junto a las políticas ambientales nacionales de los diversos países precursores, que han venido derivando en distintas normas de protección ambiental, debe destacarse la realidad temprana de la existencia de una política ambiental comunitaria. De acuerdo con Arce (2002) esta política ambiental comunitaria parece originarse en la Comunicación de la Comisión de julio de 1971, que planteó la exigencia de tener en cuenta la calidad de los recursos naturales y de las condiciones de vida en la definición y organización del desarrollo económico²⁰⁹. Así, la formulación de una política ambiental específica por parte de la CEE se inicia con el reconocimiento de su necesidad en la cumbre de París y la definición de los principios generales en Bonn poco después. Posteriormente, el Acta Única Europea²¹⁰ introdujo en el Tratado CEE un conjunto de normas relativas al medio ambiente. Más tarde, en 1992, el Tratado de la Unión Europea aportó algunos cambios en la redacción de los preceptos, incluyendo referencias expresas al medio ambiente entre los objetivos y acciones generales de la Comunidad. El Tratado contiene referencias al medio ambiente en tres puntos principales: (1) establecimiento de principios; (2) distribución de competencias; y (3) procedimientos de actuación. Los principios fundamentales de la política ambiental europea son: quien contamina paga, corrección en la fuente, prevención y precaución. Desde 1972 hasta la actualidad se han adoptado seis Programas de Acción en materia de medio ambiente: Primer Programa (1973-1976), Segundo Programa (1977-1981), Tercer Programa (1982-1986), Cuarto Programa (1987-1992), Quinto Programa (1993-2000) y Sexto Programa (2001-2010).

²⁰⁹ Esta nueva sensibilidad a principios de la década de los setenta está derivada de la necesidad de contar con una política ambiental europea propia, ya que los Tratados constitutivos de la Comunidad Europea (1951-1957) no previeron expresamente la existencia de una política común para proteger el medio ambiente.

²¹⁰ DOCE de 29 de junio de 1987

A partir de 1985, y tras diez años de negociaciones, la Directiva 85/337/CEE, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente, permite disponer en el ámbito de la Unión Europea de un instrumento de evaluación ambiental: la evaluación de impacto ambiental (EIA); que se incorpora progresivamente a las legislaciones básicas nacionales de los países que vienen a conformar la Unión Europea. Esta normativa quedará modificada posteriormente mediante la Directiva 97/11/CEE. Ambas directivas configuran las bases metodológicas de lo que hemos venido en llamar “escuela europea de la evaluación de impacto ambiental”. Los aspectos más relevantes de su procedimiento de EIA respecto del tronco originario del procedimiento NEPA son cuatro: (1) la EIA está vinculada casi exclusivamente²¹¹ a la evaluación de proyectos, mientras que la evaluación de impacto ambiental del procedimiento NEPA estaba abierta desde su origen a niveles de leyes, políticas, planes, programas o proyectos; (2) los proyectos evaluados pueden ser de promoción pública o privada, mientras que los de NEPA se limitan a actuaciones financiadas total o parcialmente con fondos públicos; (3) los proyectos que deben someterse o que pueden someterse a evaluación de impacto ambiental están restringidos mediante listados, mientras que en procedimiento NEPA las actuaciones son, en función de su impacto potencial, sometidas o no al proceso de evaluación de impacto ambiental; (4) el procedimiento de EIA pivota en dos agentes, el promotor encargado por lo general de elaborar el estudio de impacto ambiental (EsIA) y la administración ambiental, encargada del trámite que concluye con la emisión de la declaración de impacto ambiental (DIA), mientras que para NEPA el proceso se apoya fundamentalmente en la emisión del informe o declaración de impacto ambiental que realiza la autoridad ambiental.

Una de las características que más destacan de esta Directiva es el retraso con que se incorpora al derecho ambiental común europeo un instrumento de tanta importancia como la evaluación de impacto ambiental de proyectos. Efectivamente, no es hasta mediados de los años ochenta cuando culmina el proceso de negociación entre los estados miembros de la entonces Comunidad Económica Europea (CEE) para aprobar la Directiva 85/337/CEE, relativa a la evaluación de las repercusiones de

²¹¹ En la Directiva 97/11/CE se introducen ya niveles estratégicos de evaluación que abarquen políticas, planes y programas para los proyectos de grandes infraestructuras.

determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente²¹². La aprobación de la normativa europea de EIA se enmarca en el ámbito temporal del Tercer Programa de Acción en materia de Medio Ambiente (1982-1986). Un programa que mantuvo las líneas generales que proponían los dos anteriores, destacando la necesidad de incluir el medio ambiente en el resto de las políticas comunitarias así como la necesidad de evaluar la incidencia de nuevas actuaciones sobre el medio ambiente.

Así, la evaluación ambiental se incorpora al ámbito comunitario europeo, en forma de Directiva, quince años después de la aprobación de la EIA en el ámbito norteamericano. Son varias las razones que justifican este retraso. En primer lugar, porque varios países de la entonces CEE, como Luxemburgo, Holanda, Alemania y Francia, ya disponían de legislación nacional en esta materia. En segundo lugar porque el proceso de negociación y elaboración de las directivas es especialmente lento, existiendo problemas internos en este proceso. De esta manera, la Unión Europea necesitó once años y decenas de borradores, incluso con posiciones de fuerte rechazo como es el caso del Reino Unido, para llegar a esta Directiva. Este largo camino dejó en la cuneta algunas cualidades importantes del que iba a convertirse en futuro instrumento de evaluación ambiental, como fueron las siguientes: el incluir la justificación del rechazo a otras alternativas diferentes a la finalmente seleccionada²¹³, la indicación de que se cumple con los planes previos existentes, la información pública temprana, y el control posterior de los impactos reales del proyecto, en lo que se considera evaluación *post hoc* (Pardo, 2002). Debe resaltarse que el Cuarto Programa de Acción en materia de medio ambiente (1987-1992) de la Unión Europea señala como aspectos más importantes para el período: la aplicación eficaz de la Directiva sobre evaluación de impacto ambiental; la integración efectiva de la dimensión ambiental en las restantes políticas comunitarias, y el desarrollo de nuevos mecanismos eficaces tales como los fiscales y los económicos, entre otros.

Esta primera directiva se modifica y completa con la Directiva 97/11/CEE. Las principales novedades que presenta la Directiva 97/11/CEE, de 3 de marzo de 1997, son: la exigencia del análisis de alternativas técnicas; una mayor concreción y énfasis en el requerimiento de información y participaciones públicas; y la ampliación de la lista

²¹² Council Directive of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment (85/337/EEC), OJ L 175/40, 5 July 1985

²¹³ Una cuestión que fue incluida posteriormente en la Directiva 97/11/CE.

de proyectos sometidos a EIA hasta un total de 21 por lo que se refiere al Anexo I, mientras que al Anexo II (conjunto de proyectos en que queda a discreción del estado miembro el sometimiento a EIA) se le incorporan los proyectos de diversas instalaciones de tipo turístico y recreativo (Martín, 1999).

El proceso de implementación de las directivas europeas en la normativa y práctica nacional reviste un gran interés porque viene reflejando con cierta nitidez la cultura cívica de cada país, pero también las restricciones e influencias que han modelado el resultado final de una u otra directiva. En el ámbito europeo y en materia de legislación y política ambiental se ha hablado del ‘síndrome Mediterráneo’ como un conjunto de síntomas poco positivos acerca de la cultura cívica de estos países. En relación con las directivas de EIA y para el caso concreto de Portugal, Gonçalves (2002) ha realizado un detallado análisis del proceso de implementación de estas directivas y de la respuesta obtenida en la práctica política y administrativa. Para esta autora, los cambios en la cultura cívica que se están dando en los países del sur de Europa, y el hecho de que en ciertos aspectos estos países tengan un retardo respecto a países del centro y norte de Europa, se está convirtiendo más en una ventaja que en un inconveniente. En su trabajo Gonçalves rechaza que, al menos para el caso de Portugal, se le pueda diagnosticar el síndrome Mediterráneo. Según la autora, los que están llegando al final se están convirtiendo también en pioneros de la innovación legal-institucional en este campo, procurando mejorar los procedimientos de EIA a partir de sus bases científicas y técnicas y de la legitimidad democrática.

En este trabajo, como hemos expuesto más arriba, centraremos los aspectos metodológicos de la evaluación ambiental en referencia con lo que hemos denominado ‘escuela europea de evaluación de impacto ambiental’ en su modelo de práctica española. Dentro de ésta, el proceso completo de evaluación de impacto ambiental (EIA) requiere de la existencia de dos elementos de carácter documental: el estudio de impacto ambiental (EsIA) y la declaración de impacto ambiental (DIA)²¹⁴.

El estudio de impacto ambiental es un documento técnico, elaborado (en el caso de la metodología española) a instancias del promotor del proyecto, que reúne el conjunto de los datos, información y propuestas para analizar las potenciales repercusiones ambientales de un proyecto en un entorno dado. El estudio de impacto

²¹⁴ *Environmental Impact Statement*, de acuerdo con la notación seguida en NEPA, normativa originaria de la EIA

ambiental debe incorporar: (1) introducción, objetivos y metodología trabajo; (2) descripción del proyecto; (3) descripción del medio; (4) identificación, descripción y valoración impactos (identificación impactos, selección alternativas y descripción y valoración impactos); (5) propuesta de medidas correctoras; (6) programa de vigilancia ambiental; (7) documento de síntesis; y (8) anexos documentales, según corresponda: cartografía, documentación fotográfica, estudio de ruidos, aceptación social.

La declaración de impacto ambiental es la resolución que emite la administración ambiental competente una vez que el estudio de impacto ambiental ha superado los trámites necesarios, en particular las consultas a organismos e información pública. A partir de lo resultante, la administración ambiental se pronuncia en la DIA sobre la conveniencia o no, desde el punto de vista ambiental, de la ejecución del proyecto, procediendo a dictar las condiciones de carácter ambiental que deben cumplirse para la ejecución de dicho proyecto.

Esquema conceptual de procedimiento EIA a partir de la escuela europea de EIA

El significado de la EIA como herramienta se comprende en la necesidad de: integrar los factores que caracterizan el medio ambiente y los que caracterizan el proyecto o plan; valorar las alternativas, incluida la de no realizar proyecto; y desarrollar un sistema informativo (metodología) que permita recoger y verificar la información sobre el estado actual del medio ambiente y su dinámica. El procedimiento de evaluación de impacto ambiental es notablemente sencillo desde el punto de vista conceptual. Paradójicamente suele ser descrito como un procedimiento altamente complejo. En nuestra opinión esta complejidad no es una verdad objetiva sino perceptual, resultado —entre otras— de una ausencia de revisión crítica permanente del instrumento y de la intensa deriva metodológica sufrida en el ámbito estatal y —especialmente— en el autonómico español. Desafortunadamente, en su origen en España la EIA como proceso se viene a conocer casi únicamente²¹⁵ a partir de su aplicación normativa, de ahí que se identifique predominantemente como un trámite administrativo. No obstante,

²¹⁵ Español (1998) señala algunas de las excepciones a esta afirmación, que tienen lugar en el campo puramente técnico, cuando afirma “la experiencia previa de otros países, particularmente la norteamericana, condicionó la introducción en nuestro país de los métodos clásicos ya desarrollados y propuestos en los Estados Unidos, pues en España ya antes de la introducción del procedimiento la literatura académica ya recogía aquellos métodos”.

lo fundamental es la secuencia conceptual de este procedimiento de integración de técnicas preventivas de potenciales afecciones ambientales derivadas del establecimiento o desarrollo de nuevas obras, instalaciones o actividades.

La EIA es, sintéticamente, un análisis de información y de predicción de resultados, siendo su esencia la confrontación de diferentes alternativas para la toma de decisiones. Cualquier metodología EIA tiene que pasar por el proceso de: identificación de impactos; caracterización de impactos; y valoración de impactos. En su origen conceptual la EIA pretende identificar y prevenir: el efecto sobre el medio ambiente de una actividad humana; las alteraciones producidas en los factores y sistemas ambientales, incluidos todos los recursos naturales, producidas por la actividad humana; y la modificación directa o indirecta del valor de los componentes del medio por aparición de nuevas estructuras ajenas a ellos.

La metodología básica de EIA se compone de dos fases, que responden a dos agentes responsables. Una característica que hemos definido más arriba como propia de una modalidad de la “escuela europea”. Cada una de las fases está atribuida al agente evaluador que domina la ejecución de la misma. La primera fase consiste en la elaboración del estudio de impacto ambiental (EsIA) a partir –y de forma complementaria- con el proyecto de referencia. Estos documentos técnicos son elaborados por el agente promotor (público o privado) del proyecto, para ser sometidos –en la siguiente fase- a análisis y revisión por el agente evaluador. Así, la segunda fase es responsabilidad del agente evaluador (administración ambiental competente u órgano ambiental) quien tramita el procedimiento de evaluación mediante un proceso secuencial de revisión técnica, consultas e información pública, concluyendo con la propuesta de Declaración de Impacto Ambiental (DIA)²¹⁶.

Todos los proyectos o actividades son autorizados por la administración competente (ej. en materia energética, minera, portuaria, industrial, de infraestructuras), de modo que la administración sectorial competente tiene la condición de órgano sustantivo. La racionalidad y economía administrativa está llevando a que, en la mayor parte de los casos, los trámites que deben seguir tanto los proyectos que se van a aprobar como, en su caso, las evaluaciones de impacto correspondientes, se hagan de la

²¹⁶ La propuesta de Declaración de Impacto ambiental se eleva desde el órgano ambiental competente al órgano sustantivo en la materia de autorización del proyecto (administración hidráulica, minera, de carreteras, etc) quien incorporará, en su caso, la propuesta a la autorización del proyecto.

forma más coordinada posible. Por esta razón es frecuente que la exposición pública de los proyectos incluya la exposición de los estudios de impacto ambiental, y que el órgano sustantivo se encargue también de solicitar los informes precisos dentro del procedimiento de evaluación de impacto ambiental. Esto se realiza siempre previa calificación ambiental del proyecto por parte del órgano ambiental, quien además indica al sustantivo los organismos a quienes, como mínimo, debe evacuarse consulta previa. Para poder identificar impactos se hace necesario superponer las actividades del proyecto con el medio acogedor de ese proyecto, independientemente de la técnica empleada. Habrá que analizar qué impacta y sobre qué impacta. Asimismo hay que estudiar cuando se producen los impactos. La identificación y evaluación de impactos es siempre una tarea predictiva, de ahí el origen de sus bases metodológicas.

En la figura 3.1 adjunta se expone el proceso general de la evaluación de impacto ambiental (EIA), diferenciándose las fases que son competencia del promotor como agente de evaluación ambiental, de la administración ambiental, y en último lugar (en la competencia de la autorización sectorial y seguimiento) del órgano sustantivo.

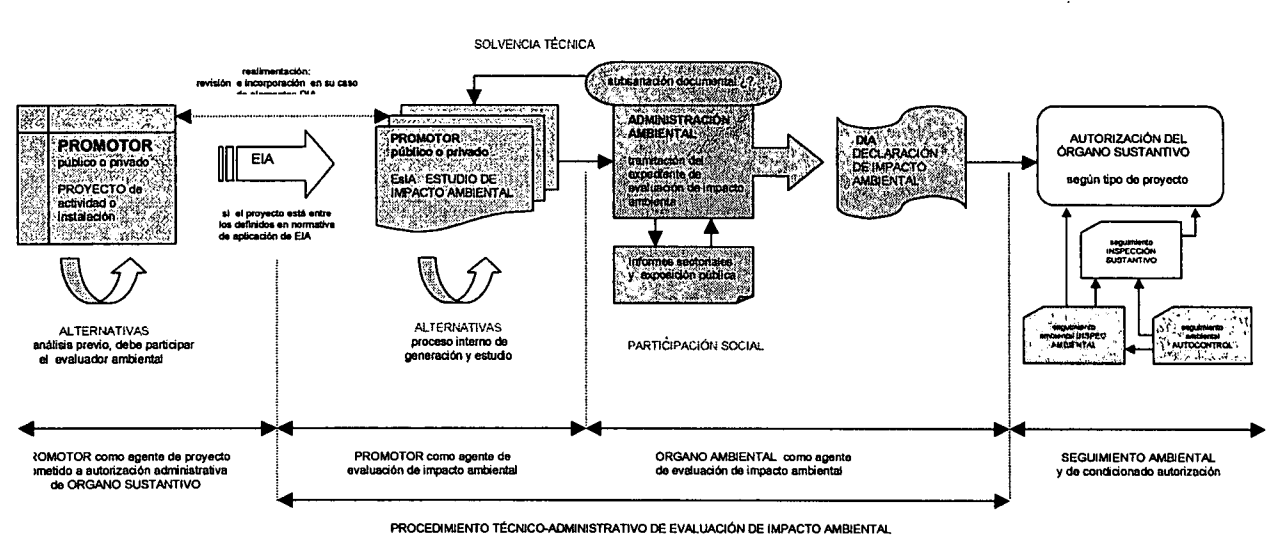


Fig. 3.1. Metodología básica de evaluación de impacto ambiental (EIA) (elaboración propia)

Evaluación de impacto ambiental (EIA) en España: normativa y práctica

En el ámbito estatal y desde el punto de vista del esquema legislativo en España se ha elegido la vía que De Miguel (2000) denomina sectorial. Esto es, no se dispone de una

ley básica de medio ambiente²¹⁷, sino que se regula cada aspecto ambiental (aguas, espacios naturales, residuos, etc) mediante normas específicas, sin una norma general. En cuanto al ámbito competencial español hay que destacar que todas las competencias de gestión del medio ambiente están atribuidas a las Comunidades Autónomas. No obstante le corresponde al Estado la competencia para elaborar y aprobar la normativa básica sobre medio ambiente y conservación de la naturaleza. Además, de la pertenencia de España a la Unión Europea resulta un reparto competencial entre ambos. Así, la protección ambiental es una materia compartida entre la Unión Europea y los Estados miembros, en un reparto competencial presidido por el Principio de Subsidiariedad²¹⁸. En este sentido, la normativa básica estatal referida a evaluación de impacto ambiental resulta de la transposición, por parte del Estado Español, de la Directiva 85/337/CEE, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente. resultando de esta forma el Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental. De esta forma, la evaluación de impacto ambiental en España se incorpora a lo que hemos denominado 'escuela europea de EIA'. Este RDL se desarrolla posteriormente mediante el R.D. 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental.

Sobre la forma en que se plasman los objetivos de la Directiva 85/337/CEE en la normativa española cabe destacar (Martín, 1999) los siguientes puntos: (1) se opta por un procedimiento independiente del procedimiento sustantivo que correrá a cargo del órgano ambiental; (2) se concreta que la información ambiental aportada debe hacerse bajo la forma de un documento denominado Estudio de Impacto Ambiental (EsIA), cuya estructura y contenidos están especificados en el correspondiente reglamento; (3) el listado de proyectos se amplía a tres casos más (grandes presas, primeras repoblaciones y extracción a cielo abierto de hulla, lignito y otros minerales); (4) se establece la obligatoriedad de analizar en el estudio de impacto ambiental las

²¹⁷ No obstante, algunas Comunidades Autónomas cuentan con legislación ambiental de tipo básico o general complementario a la básica estatal: Andalucía (Ley 7/1994), Galicia (Ley 1/1995), Murcia (Ley 1/1995) o País Vasco (Ley 3/1998).

²¹⁸ Un principio que en el ámbito de relaciones que nos ocupa significa que "la Comunidad actuará en materia de medio ambiente en la medida en que los objetivos contemplados en el apartado 1 puedan conseguirse en mejores condiciones en el plano comunitario que en el de los Estados miembros considerados aisladamente. Sin perjuicio de determinadas medidas de carácter comunitario, los Estados miembros asumirán la financiación y ejecución de las demás medidas" art. 130 R, apartado 4 del TCEE

alternativas técnicamente viables al proyecto propuesto y las razones por las que se ha elegido éste; y (5) se establece la obligatoriedad de incluir en el EsIA un apartado correspondiente al Programa de Vigilancia Ambiental, que permitirá controlar las posibles desviaciones tras la aprobación del proyecto.

En fechas más recientes, la Directiva 97/11/CEE, que modifica a la 85/337/CEE, viene a incorporarse a la normativa básica española a través de la Ley 6/2001 de modificación del RDL 1302/1986, de evaluación de impacto ambiental. Si a la deriva original respecto de la NEPA (1969) y de la Directiva 85/337/CEE, sumamos la ocasionada por la transposición al RDL 1986, al posterior Decreto de 1988, y además la ocasionada en las diferentes comunidades autónomas que han ido dictando normas en materia de evaluación ambiental, podrá entenderse que el resultado actual se aparte de algunos elementos fundamentales –y nodulares de un proceso integrador, holístico- que animaron el establecimiento inicial de la EIA.

En materia de políticas ambientales preventivas y, en particular de las figuras de protección ambiental tales como la evaluación de impacto ambiental, el modelo autonómico español ha generado unas importantísimas derivas, originando aún una mayor complejidad en el ámbito metodológico (Hernández & FUNGESMA, 1999; Arce, 2002). Entre las figuras actualmente vigentes pueden destacarse, por su singularidad respecto a la figura base de la evaluación de impacto ambiental, y sus componentes definidos en la legislación básica (estudio de impacto ambiental y declaración de impacto ambiental) un conjunto muy numeroso de variaciones terminológicas, siendo ejemplo de ello la recopilación de Arce (2002). En la tabla 3.2 adjunta se reúnen algunas de las más importantes.

Tipos	Denominación	Comunidad Autónoma
Evaluación	Evaluación Ordinaria de Impacto Ambiental	Castilla y León
	Evaluación Preliminar de Impacto Ambiental	Baleares
	Evaluación Detallada de Impacto Ambiental	Baleares
	Evaluación Básica de Impacto Ecológico	Canarias
	Evaluación Detallada de Impacto Ecológico	Canarias
	Evaluación Individualizada de Impacto Ambiental	País Vasco
	Evaluación Conjunta de Impacto Ambiental	País Vasco
	Evaluación Simplificada de Impacto Ambiental	Baleares/Castilla y L./P.Vasco
	Evaluación de Efectos Ambientales	Galicia

Tipos	Denominación	Comunidad Autónoma
	Evaluación de Incidencia Ambiental	Galicia
	Estimación de Impacto Ambiental	Valencia
Estudios	Estudio Detallado de Impacto Ambiental	Extremadura
	Estudio Simplificado de Impacto Ambiental	Extremadura
	Estudio Preliminar de Impacto Ambiental	Asturias
	Estudio sobre Afecciones Medioambientales	Navarra
Informes	Informe Ambiental	Andalucía/Baleares
	Informe de Impacto Ambiental	Cantabria

Tabla 3.2. Diferentes denominaciones de categorías de EIA en las CCAA españolas
(elaboración propia a partir de Arce, 2002)

Como puede observarse, las variaciones en las denominaciones de las categorías de EIA muestran un fenómeno de dispersión metodológica por diferenciación. Sin entrar a valorar la calidad metodológica ni normativa de cada una de ellas, puede desprenderse una fácil reflexión acerca de la complejidad que adquiere, con esta dinámica, el conjunto de la evaluación de impacto ambiental en España²¹⁹. Puede comprobarse fácilmente que, además de la variabilidad terminológica, existen, como señala Arce (2002): “grandes diferencias entre las Comunidades Autónomas en lo que se refiere a la aplicación del procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental, no sólo por los diferentes medios que cuenta cada una para dedicarlos al mismo, sino también en lo que se refiere al tipo de proyectos que hay que someter a evaluación, al organismo competente e, incluso, al tipo de informe o estudio que hay que elaborar y entregar”. Este mosaico que se observa en cuanto a la particularización territorial del procedimiento de evaluación ambiental presentará aún mayores dificultades en el futuro, ya que la legislación autonómica debe armonizarse respecto a la Ley 6/2001. Cambios y requisitos que vienen a sumarse a los que exige la Directiva 2001/42 sobre evaluación de planes y programas y la consiguiente ley resultante de su transposición.

En España, uno de los resultados prácticos de la deriva metodológica se encuentra en que, en su mayor parte, las evaluaciones de impacto ambiental se han orientado y ejecutado casi exclusivamente desde los campos de las ciencias naturales y de la ingeniería ambiental. Las razones de esta situación son complejas y, como se ha visto,

²¹⁹ No sólo complejidad, sino también debilidad metodológica y normativa. En este sentido debe resaltarse que la administración ambiental europea está planteando ciertas dudas –sobre casos concretos– acerca de si algunas de las

compartidas con la realidad internacional. No obstante, puede avanzarse que es el resultado de un proceso doble: por una parte de la retirada²²⁰ de las ciencias sociales, y en especial de las ciencias económicas, del campo de evaluación ambiental; y el avance de las ciencias naturales²²¹ sobre el campo de las EIA. De hecho, la situación en España se caracteriza hoy en día por una participación muy restringida, casi marginal, de las ciencias sociales –particularmente de las económicas– en las evaluaciones de impacto ambiental. Esto conlleva una pérdida incuestionable del valor potencial de la evaluación ambiental como integrador de los medios biofísico y socioeconómico o humano, conduciendo a un progresivo empobrecimiento conceptual, metodológico, y por tanto, de los resultados perseguidos con el instrumento de política ambiental preventiva que es la evaluación de impacto ambiental.

Llegado este punto vamos a procurar exponer distintas visiones, parcialmente convergentes, que los investigadores y autores españoles del campo de la evaluación de impacto ambiental mantienen acerca de cómo se desarrolla la práctica de la EIA. Este apartado no tiene carácter de análisis metodológico, sino que pretende reflejar la percepción que se tienen acerca de la metodología básica de EIA y de su práctica por parte de algunos de los autores que han trabajado y publicado en España durante la última década sobre evaluación de impacto ambiental. Para ello vamos a hacer un barrido de las referencias de mayor interés a esta cuestión que se aportan en cada publicación considerada. Dado el carácter descriptivo de este apartado, nos limitamos a exponer sintéticamente la visión que, de forma secuencial en el tiempo, cada autor (Cabrera, 1987; Español, 1998; Hernández & FUNGESMA, 1999; Hernández & Hernández, 2000; Arce, 2002, Gómez, 2002, Pardo, 2002; Pizarro & Soca, 2004; Garmendia *et al.*, 2005) aporta acerca de la cuestión de interés, esto es fundamentalmente la práctica real de la EIA en España.

Cabrera (1987), en un contexto en que la práctica de EIA aún se encuentra casi en sus inicios, viene a destacar fundamentalmente el potencial positivo de este procedimiento. En primer lugar, señala que la identificación del sistema que puede ser

metodologías de evaluación ambiental de las comunidades autónomas son equiparables a la EIA prevista en las Directivas de referencia.

²²⁰ Si bien el método de análisis coste-beneficio (ACB) había alcanzado en España gran predicamento en los años setenta y principios de los ochenta, especialmente en las inversiones públicas (Riera, 2000), lo cierto es que a partir de 1986, con la entrada en vigor de la normativa básica de evaluación de impacto ambiental no se integra satisfactoriamente en la nueva metodología de EIA, llegando a desaparecer prácticamente el uso de este instrumento, y con él gran parte de la participación de los economistas en el campo de las EIA.

afectado por el proyecto, nos da un conocimiento amplio sobre los efectos del proyecto sobre el medio y puede hacernos reflexionar sobre los objetivos y alternativas posibles. En segundo lugar destaca que tanto la variabilidad temática del medio afectable como la diferente tipología de los proyectos define un espacio de tratamiento complejo que “hace precisa una coordinación de todos los estudios así como una fase posterior de racionalización de todo el proceso de investigación de los impactos ambientales”. En tercer lugar, el autor señala que la EIA abre un proceso de flexibilidad en un espacio en donde se encuentra la incertidumbre sobre las predicciones, los diferentes criterios de valoración de los efectos, y las dificultades de comparación entre alternativas. En último lugar, Cabrera resalta que “la función más importante que debe cumplir la EIA es la de tratar de conseguir el consenso”. Sin embargo, el autor ya anticipa un recorrido con dificultades “a pesar de los beneficios es evidente que en todo el proceso de evaluación se producen multitud de inconvenientes y el camino a seguir se encuentra lleno de dificultades” (Cabrera, 1987). Dificultades entre las que cumple destacar la relativa a la participación de los diferentes agentes que intervienen en el proceso, señaladamente la administración, los ciudadanos y los técnicos.

En octubre de 1998 se cumplen en España diez años desde la puesta en marcha del procedimiento de evaluación de impacto ambiental²²². Con este motivo Español (1998) presenta en su artículo una revisión de las realizaciones conseguidas en este campo así como de las limitaciones con que ha contado su desarrollo. Para esta fecha la administración central habría formulado²²³ cerca de las trescientas declaraciones de impacto ambiental. Este autor señala que la metodología de evaluación de impacto ambiental ya se encuentra consolidada, contando con una abundante literatura específica²²⁴ por sectores de actividad: industrial, obras públicas, agroforestal, minero, energético, y gestión de residuos, entre otros. Señala en este caso que la entrada de la EIA en España ha coincidido con un creciente interés y mejora del conocimiento técnico y científico del medio ambiente, razón por la que se han beneficiado ambos procesos. Sin embargo, la información pública está entre los puntos en que “el

²²¹ Puede verse Martín & Seva (2000), quienes analizan la problemática de la formación de profesionales en el campo de la evaluación de impacto ambiental, considerando exclusivamente la problemática de formación de los biólogos en este campo.

²²² Contado a partir de 1988, en que se aprueba el Real Decreto 1131/1988 por el que se aprueba el Reglamento de Evaluación de Impacto Ambiental en España.

²²³ Según refiere Español, a marzo de 1997 ya se habían completado en la administración central 259 declaraciones de impacto.

procedimiento de EIA parece no haber funcionado con excesiva eficacia a la hora de activar, canalizar y asumir la participación pública”. El autor afirma en este sentido que el procedimiento se ha limitado casi exclusivamente a cumplir los trámites de la fase de consultas previas y de información pública “aunque han venido reflejando, con mayor o menor eficacia, la opinión de diversos grupos de interés”. Español (1998) plantea asimismo que tras los diez años que forman parte del largo proceso de introducción del procedimiento, ya se observan las tendencias típicas de una fase de consolidación y estabilización, acompañada por la introducción de aplicaciones informáticas, de modelización de métodos de análisis y evaluación, y de la introducción de sistemas geográficos de información. En este mismo sentido, el autor destaca que se van superando las fases iniciales de evaluación hacia fases más elaboradas del diseño ingenieril preventivo.

A finales de los años noventa, y con motivo también de más de una década de práctica de evaluación de impacto ambiental, Hernández & FUNGESMA (1999) y Hernández & Hernández (2000) desarrollan un estudio sobre la aplicación de la Ley de evaluación de impacto ambiental en España. Este estudio se realiza a partir de las 3.071 primeras declaraciones de impacto ambiental realizadas. Estos estudios tienen valor estadístico al analizar un elevado número de procedimientos de EIA. Las conclusiones de los estudios de referencia son dieciocho. A efectos de una mejor comprensión, vamos a dividir las en dos tablas. Una que se centra en conclusiones de tipo descriptivo, y otra en conclusiones articuladas como recomendaciones, en cualquier caso se mantiene la numeración de cada conclusión referida en el estudio de 1999.

Número	Conclusión (descriptiva)
2	El número de categorías que definen las legislaciones autonómicas para las EIA parece exagerado y sus diferencias notablemente artificiales
3	Los tipos de proyectos que deben ser sometidos al procedimiento de EIA, para las distintas Comunidades Autónomas, presentan una artificiosa e injustificada definición
4	Existen notables diferencias en los procesos de EIA, tanto el tratamiento de la información como en los recursos humanos destinados a tal fin, por parte de las distintas CCAA
5	Existen sorprendentes diferencias entre el número de DIAs formuladas por las CCAA entre el número de las calificadas como favorables y desfavorables
8	Los tiempos del proceso atribuibles a la gestión de la administración desde el inicio de la información pública hasta la resolución de las DIAs superan en mucho los 90-120 días que podrían considerarse “normalmente” necesarios
9	Los tiempos que emplean los promotores para dar la publicidad a las DIAs son también injustificadamente largos
10	Hay un elevado número de DIAs que no han sido publicadas finalmente por los

²²⁴ Una literatura que está expuesta en diversos autores, pudiendo resaltar la propia selección elaborada por Español (1998).

Número	Conclusión (descriptiva)
	promotores en los correspondientes boletines oficiales como indica el Reglamento
13	La presentación de las alegaciones incrementa las dimensiones de las DIAs sobre la media y la ausencia de alegaciones la reduce; aunque solamente el 21% de las DIAs tienen alegaciones
14	Las declaraciones desfavorables son las que poseen menores dimensiones medias
17	En las DIAs se dictan un elevado, y muy variadas, número de medidas correctoras que, con frecuencia, parecen muy generales y poco adaptadas a las circunstancias

Tabla 3.3. Conclusiones descriptivas sobre aplicación de EIA en España
(a partir de Hernández & FUNGESMA, 1999)

Número	Conclusión (recomendaciones)
1	La legislación ambiental vigente necesita ineludiblemente un amplio desarrollo normativo técnico, científico y competencial
6	El número de subtipos de proyectos afectados por las EIA no es excesivamente grande, lo que sin duda permite la posibilidad de establecer un tratamiento particularizado para el desarrollo reglamentario de la metodología
7	Parece necesario un control más eficiente de los tiempos empleados en las distintas fases de evaluación hasta la emisión de las DIAs; incluso el establecimiento de un tiempo máximo para terminar el proceso y garantizar que las circunstancias siguen siendo las mismas
11	Las DIAs deben contener los plazos temporales de la evaluación y las circunstancias que los modifiquen significativamente
12	Parece que deben unificarse criterios para definir el contenido de las DIAs, pues las dimensiones tan dispares que presentan pudieran derivar en una falta de definición, a nivel nacional, sobre su función y finalidad
15	Es preciso establecer un debate para definir el procedimiento que debe seguirse para establecer un sistema de consultas, previas al comienzo de EIA, que sea eficaz y útil
16	Es posible mejorar los procesos de información/recepción de información en los plazos de información pública, pues las alegaciones se centran en algunos tipos de proyectos y proceden particularmente de sectores concretos
18	Gran número de actuaciones que se plantean como si fueran medidas correctoras, no deberían ser consideradas más que obligadas “normas de buena práctica constructiva”

Tabla 3.4. Conclusiones (recomendaciones) sobre aplicación de EIA en España
(a partir de Hernández & FUNGESMA, 1999)

Por otra parte, Arce (2002), desde una perspectiva de carácter fundamentalmente técnico²²⁵, expone la situación en España de la evaluación de impacto ambiental. Así señala que: “el proceso de evaluación de impacto ambiental se halla, en la actualidad, en un momento complicado, ya que está siendo atacado mientras está siendo sometido a un proceso de revisión y puesta a punto”. El proceso en que está inmersa la EIA en el año 2002, año de referencia de la publicación, está marcado principalmente por la dinámica de transposición de la Directiva 97/11, de la Directiva IPPC, y de la Directiva 2001/42. Los ataques o críticas se reciben, siempre de acuerdo con la autora, desde tres

grupos: los promotores de proyectos, algunos grupos ecologistas y otros sectores. El promotor de proyectos considera al proceso un obstáculo para su actividad y destaca las disfunciones debidas a la burocracia y a la complejidad que derivan, según este grupo, en retrasos y defectos de las declaraciones de impacto ambiental²²⁶. Por otro lado, algunos grupos ecologistas consideran a la EIA un mero proceso administrativo formal, que genera informes de escasa o nula aplicabilidad. El tercer grupo que critica el proceso, denominado “otros sectores” por la autora, piensa –incluso desde el campo técnico– que la fórmula se ha agotado, porque el sistema ya ha absorbido el proceso, lo ha fagocitado y hoy ya las medidas correctoras se integran en los proyectos como otro aspecto más. En relación con la información pública, la autora de referencia destaca que “la situación actual en el proceso de EIA en España es que se produce la información pública, pero no se promueve la “participación”. Algunos proyectos se encuentran con obstáculos en su aprobación, en buena medida, por el desconocimiento del mismo y de las razones que han llevado a la solución propuesta por parte de los afectados. Al margen, claro está, de la general aplicación del principio de “en mi patio no” (*“not in my backyard”*) que suele ser frecuente entre los afectados negativamente por el proyecto” (Arce, 2002). La autora insiste en esta afirmación “La fase de información pública de los Estudios de Impacto Ambiental (...) consiste en una mera “puesta a disposición” del proyecto ante quien esté interesado, más o menos formalmente, con algunas honrosas excepciones”. Uno de los aspectos objetivos más importantes que destaca Arce Ruiz (2002) es la duración del plazo de tiempo que tarda en materializarse el proceso de EIA, especialmente en los proyectos de competencia estatal. El tiempo medio que transcurre entre la presentación de la Memoria resumen y la salida a información pública es de 592 días (1,6 años); y el tiempo medio entre la presentación de la Memoria resumen y la declaración de impacto ambiental es de 1.013 días (2,7 años). En cuanto al ámbito de aplicación, la autora destaca que el proceso EIA no está integrado en el proceso de planificación, ya sea de usos del suelo o sectorial. No obstante, destaca como aspecto positivo que en la actualidad el proceso

²²⁵ En el libro de referencia, la autora, doctora ingeniera de caminos, canales y puertos, recoge la teoría y práctica de la evaluación de impacto ambiental, un tema en que ha centrado sus estudios, investigaciones y práctica profesional y docente, especialmente desde la Escuela de Ingenieros de Caminos de la Universidad Politécnica de Madrid y la Fundación EOI.

²²⁶ La autora acepta que las diferencias entre legislaciones de las comunidades autónomas y la falta de criterios claros y comunes a la hora de elaborar las declaraciones de impacto son elementos que crean incertidumbre tanto a los promotores como a la administración. Se ha dado el caso de que ante la misma administración, un proyecto que afectaba a zonas protegidas se aprobaba sin problemas mientras que otro, que había tenido más oposición pública, se rechazaba aún no afectando a zonas significativas (Arce Ruiz, 2002).

no se centra sólo en la fase de proyecto, y que algunas comunidades autónomas han ampliado a planes: Andalucía, Castilla y León, Cataluña, Galicia, Madrid, País Vasco y Valencia.

El libro de Gómez Orea (2002) es otra de las publicaciones de referencia metodológica en evaluación de impacto ambiental. Respecto a la calidad de los estudios, Gómez (2002) viene a resaltar, aunque sea para matizarlo después, que “existe la idea generalizada de que los estudios de impacto ambiental adolecen de una baja calidad técnica y de que el procedimiento de EIA se utiliza como una engorrosa e inútil sucesión de trámites administrativos, que debe ser superada de cualquier forma y con el mínimo esfuerzo”. Unas deficiencias que atribuye, en parte a la “penetración de diletantes y oportunistas”, algo que enlaza con su análisis general respecto a la práctica profesional de la EIA, “un campo que algunos colectivos, faltos de mejores expectativas profesionales, han intentado monopolizar, sin darse cuenta de que, en cuanto a disciplina horizontal, corta a todos los sectores del conocimiento, de tal manera que solo en equipo multidisciplinar es posible enfrentar con rigor el desafío técnico que supone la realización de un estudio de impacto ambiental”. Para Gómez (2002) la EIA presenta “con carácter general y sin afán de exclusividad” un conjunto de diecisiete defectos que pueden atribuirse a su comportamiento, esto es, a la práctica, y que están relacionados con las siguientes cuestiones: dicotomía proyecto-entorno, independencia de los equipos, preparación de los equipos, enfoque sistémico y efectos acumulativos, alternativas, factores ambientales a considerar, relaciones en el sentido entorno-proyecto, impactos positivos, déficit de datos, ‘cortinas de humo’, fase de abandono del proyecto, control de calidad, participación pública, directrices del órgano ambiental competente, incorporación tardía al proceso de toma de decisiones, programa de vigilancia ambiental, y discrecionalidad legal. Cada uno de los defectos está detallado en el trabajo de Gómez (2002). A pesar de esa prolija enumeración de defectos en la práctica de la EIA, Gómez reconoce no obstante que “los ejemplos de elementos y valores ambientales que se han salvado gracias a la EIA son muy numerosos” y que lo sucedido con esta técnica “no deja de ser coherente con el espíritu de incrementalidad que impregna la gestión ambiental, y que fía su eficacia en la mejora lenta, progresiva y continua; en este sentido, no puede negarse que el instrumento va mejorando muy poco a poco en todos los aspectos que determinan su eficacia” (Gómez Orea, 2002).

En su libro, Pardo (2002), una autora cuyas aportaciones desde el campo de la sociología aportan un enfoque enriquecedor sobre este instrumento de evaluación, expone de forma genérica que “una de las tesis centrales de este libro es la escasa calidad técnica de muchos de los estudios de impacto ambiental que se realizan en España²²⁷, por lo que una reivindicación de mejora en este sentido supone una postura de progreso en el campo de la previsión del deterioro y destrucción medioambiental”. Una afirmación que sobresale en su primer capítulo, titulado el marco de la crisis ecológica. Un capítulo que concluye con una referencia preocupante respecto a cómo la autora encuentra el estado de la evaluación de impacto ambiental: “todos los datos apuntan a un rápido deterioro de este instrumento de planificación, que corre el riesgo de convertirse en un paso burocrático más, en una legitimación medioambiental de los programas, proyectos y actividades evaluadas. Esta situación responde a varias causas, algunas de las cuales se analizan en este libro. A este respecto se debe señalar como una de las más importantes, la falta de calidad y amplitud de muchos (nota a pie: algunos equipos profesionales se esfuerzan por la calidad, a pesar de las dificultades existentes) de los estudios técnicos realizados, y la permisividad de algunas Administraciones a la hora de la aceptación de determinados proyectos controvertidos. Esto se debe en muchas ocasiones a la falta de democratización de los mismos procesos de decisión y, en definitiva, a la poca preocupación en lo concerniente a la intervención social en la gestión pública de las EIA” (Pardo, 2002). En relación con la información disponible para el desarrollo del procedimiento de evaluación ambiental, la autora señala que “España se encuentra todavía en una situación algo deficiente en cuanto a la información de base que se precisa para este tipo de análisis. El tipo de conocimiento descriptivo que se necesita y el nivel de desagregación del mismo, no siempre coincide con el que aportan las fuentes estadísticas. Es por ello que una parte importante del trabajo consiste en la producción de información cuantitativa propia para el estudio. Este hecho tiene consecuencias sobre el conjunto del estudio, ya que en la práctica limita recursos para otras tareas tan importantes como la identificación de los impactos previsibles y los procesos sociales asociados, y, sobre todo, su valoración final, que es el

²²⁷ Esta valoración no es nueva ni exclusiva de España, habiendo sido planteada por diversos autores como Lee (1988), quien establece que una de las causas de las deficiencias que se observan en los estudios de impacto ambiental radica en la falta de profesionales adecuada y específicamente formados en este campo. Este no es un fenómeno reciente, también la Comisión Europea, cuando realiza a principio de los años noventa un estudio de los resultados de las evaluaciones de impacto ambiental concluye que su calidad es insatisfactoria (CEC, 1993).

objetivo de la EIA” (Pardo, 2002). El procedimiento de EIA, tal y como estaba normativizado en España en la fecha de redacción del libro, es sometido a un análisis crítico, del que pueden extraerse las siguientes referencias: “Existen por otra parte diversos aspectos de ese procedimiento que merecen una atención crítica, ya que, tal y como se plantean, limitan la efectividad de la EIA. La crítica fundamental se refiere al modelo de evaluación basado en la elaboración del estudio de impacto por parte del propio promotor del proyecto. Sería algo parecido al viejo dilema de ser “juez y parte”. (...) Otra limitación que se puede señalar es que el procedimiento tiene igual aplicación, con los mismos plazos, fases, intensidad de información pública, tanto si el proyecto evaluado es de gran envergadura como si no. Ello produce un gran desprestigio de la norma y, sin duda, un alejamiento de los objetivos originales.” (Pardo, 2002); “En la normativa estatal, la efectividad del control de los impactos no está garantizada. Esto es muy grave, porque el esfuerzo realizado durante todo el proceso de evaluación ambiental es inútil si finalmente no llega a ser tomado en cuenta seriamente. (...) Si bien el Reglamento de Impacto Ambiental sí desarrolla este aspecto, no llega a articular los procedimientos de control, y la práctica indica una escasa efectividad de la vigilancia, habida cuenta de la falta de un instrumento rutinario de imposición de fianzas u otros modelos de garantía.” (Pardo, 2002). En esta línea de revisión crítica de la metodología normativizada española de EIA, Pardo Buendía señala además un conjunto de dificultades: “Otro aspecto ambiguo de la norma es el referido a las condiciones de suspensión de proyectos por razón de ocultación, falseamiento o manipulación maliciosa de los datos durante el procedimiento de evaluación. La demostración de dichos asertos es, cuando menos, altamente dificultosa” (Pardo, 2002). Asimismo destaca la autora al enfoque que se da a la participación pública como un problema metodológico que está en la raíz de muchos de los problemas con los que se encuentra el procedimiento de evaluación de impacto ambiental²²⁸: “la legislación estatal recurre al sistema rígido e insuficiente de exposición pública del documento en forma casi exclusiva de su anuncio en prensa y/o en la Administración. (...) Dentro de un concepto de gestión pública democrática, esta metodología del “tablón de anuncios” es manifiestamente insuficiente.” (Pardo, 2002). Más allá del análisis sobre la práctica metodológica, la autora de referencia procede en el capítulo 12 de su libro a valorar el

²²⁸ Este tema está considerado con más amplitud en Pardo (1987).

papel de los estamentos y equipos de profesionales implicados en la EIA: “En los inicios de las EIA, muchos de los profesionales que llevaron a cabo los primeros trabajos no tenían experiencia ni formación en el campo específico de las evaluaciones de impacto medioambiental. Como resultado de ello, muchas de las valoraciones que se realizaron estaban pobremente conceptualizadas y débilmente presentadas. Hoy en día esa situación es diferente en los países con años de experiencia en este campo – Estados Unidos, Canadá- pero sigue siendo aplicable a muchos de los países de la Unión Europea sin esa trayectoria tan amplia de aplicación de las EIA, como es el caso de España.” (Pardo, 2002); una afirmación que subraya de la siguiente manera: “esa posible escasa formación específica en la EIA puede producir –y de hecho produce- falta de comprensión de las interrelaciones medioambientales y deficiencias en los datos de base a analizar, retrasos en la EIA –debido a una mala gestión del proceso-, organización inadecuada de los procesos de consulta pública –que puede provocar más problemas-, y en definitiva un mal manejo del instrumento legal como elemento de toma de decisión e incluso de derecho. Esta problemática puede deberse a múltiples causas, sin embargo, una de las más importantes parece ser la falta de personal con formación apropiada y con experiencia en las operaciones día a día del proceso de EIA”. (Pardo, 2002) Con esta observación cumplimos con el intento de extraer o extraer los elementos del discurso, notablemente crítico, que de acuerdo con su entender pone de manifiesto la autora.

Pizarro & Soca (2004) analizan las evaluaciones de impacto ambiental realizadas en España para proyectos de gran impacto. El procedimiento seguido consiste en la elaboración de una serie de encuestas a los diferentes agentes que participan en el proceso: consultorías, instituciones públicas y colegios y asociaciones profesionales. Estos autores establecen tres bloques de conclusiones. En primer lugar, y respecto al procedimiento administrativo, señalan que debe mejorar, “empezando por aumentar los recursos humanos y materiales, para que el órgano ambiental pueda desempeñar correctamente su labor”, una observación que acompaña a la necesidad de que se incremente la exigencia, por parte de la administración, del cumplimiento de los requisitos del procedimiento como medio eficaz de obligar al promotor a desarrollar un correcto estudio de impacto ambiental. En segundo lugar, concluyen la necesidad de que los promotores mejoren la integración de la variable ambiental desde las

primeras fases de elaboración del proyecto, con el fin de evitar retrasos e informes desfavorables que puedan incidir negativamente en todo el proceso proyectual. En tercer lugar, Pizarro & Soca (2004) señala que aún se aprecian graves deficiencias en la redacción de los estudios de impacto ambiental, aunque hay una tendencia a su mejora.

En último lugar, y a los efectos de esta revisión orientativa sobre la práctica real de la EIA en España, tomamos en cuenta el trabajo de Garmendia *et al.* (2005), quienes repasan las tres que son, a su juicio, las limitaciones más importantes del procedimiento actual: es muy difícil realizar una verdadera selección de alternativas desde un punto de vista global; existe una falta de mecanismos para fomentar la participación pública, tanto al principio del proceso como en las alegaciones finales; el procedimiento de evaluación de impacto ambiental es limitado a la hora de evaluar el efecto del proyecto sobre el llamado ‘cambio global’ o de los graves problemas ambientales que tiene la humanidad a escala global.

Aunque no ha sido resaltado por ninguno de los autores españoles considerados en este análisis, conviene destacar también una tendencia importante señalada por Lee (2006) en cuanto a que los gestores, quienes en definitiva son los responsables de los procesos de evaluación ambiental, tienen una tendencia a emplear sistemáticamente los métodos de evaluación más sencillos y no los complejos, a pesar de que estos últimos puedan tener como resultado una mayor calidad en la evaluación. En este sentido, una investigación realizada ya en la década de los ochenta (VROM, 1984) pone de manifiesto que en la literatura norteamericana y europea se identifican cerca de 350 métodos diferentes de análisis de los impactos ambientales; sin embargo la mayoría de las investigaciones destacan que los que se usan más frecuentemente son los métodos menos formales (en particular el método de consulta de expertos), pero incluso cuando se emplean métodos más formales la versión más usada es la más sencilla.

3.2 METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

La metodología de evaluación de impacto ambiental es una de las metodologías de la gestión del medio ambiente que está más consolidada. Son, como se ha visto, más de treinta años en la práctica internacional de este instrumento. Como hemos visto, la metodología de EIA ha ido, y aún continúa adaptándose, en cada escenario territorial y en cada ámbito sectorial. En el caso de aplicación en España, vale hacer la referencia de que la metodología, al igual que en el resto de los países de la UE, está básicamente normativizada. En las leyes nacionales y regionales se dispone el esquema básico metodológico que debe seguir una evaluación de impacto ambiental para tener valor dentro del procedimiento administrativo de que se trate. Esta cuestión tiene interés porque representa de forma gráfica la cuestión del papel de la ciencia y tecnología en las normas, especialmente en las normas ambientales. El esqueleto metodológico, en algunos aspectos más desarrollado de lo conveniente y en otros quizás escaso, viene a configurar lo que se denomina procedimiento. Así el procedimiento es una metodología fuertemente estructurada. Este planteamiento tiene ventajas y desventajas. Actualmente, como veremos en el apartado correspondiente, la evaluación ambiental estratégica, a pesar de que ya tiene una norma de referencia, sigue debatiéndose entre la necesidad de una metodología más o menos formalizada y más o menos estructurada.

El problema de que se estructure más o menos la metodología, de que se transforme en un procedimiento, y que este procedimiento adquiera rango normativo, no es una cuestión baladí, pues tiene una influencia extraordinaria sobre la práctica y también tiene repercusiones sobre la conflictividad y las reclamaciones entre partes. Para el caso de la evaluación de impacto ambiental, hemos considerado que tiene sentido aportar como un apartado singular los procedimientos que están cristalizados en las normas de referencia, tomando como referencia esta práctica en el ámbito estatal español. Para más desarrollo del apartado metodológico pueden consultarse, entre otros: Conesa (1995), Peinado & Sobrini (1997), Hernández & FUNGESMA (1999), Martín (1999), Canter (2000), Riera (2000), Arce (2002), Gómez (2002), Pardo (2002), Álvarez-Campana *et al.* (2004), Garmendia *et al.* (2005).

En España, el procedimiento de la evaluación de impacto medioambiental se encuentra regulado²²⁹ en el nivel estatal en el Real Decreto 1302/1986 de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental, que adopta la Directiva 85/377/CEE, y en la Ley 6/2001 de modificación del Real Decreto Legislativo 1302/1986 de evaluación de impacto ambiental. En términos generales el procedimiento a seguir es el siguiente considera cinco pasos: (1) presentación de una propuesta por parte del promotor ante la Autoridad competente; (2) la Administración pondrá disposición del promotor los informes o cualquier otra documentación que obre en su poder y sea de utilidad; (3) el Estudio de Impacto Ambiental y, en su caso, el Proyecto, se someten a información pública; (4) el órgano competente remite el expediente al órgano ambiental, acompañado en su caso de las observaciones que estime oportunas; y (5) el órgano ambiental formulará la declaración de impacto. En caso de discrepancias entre ambos órganos, resolverá el Consejo de Ministros o el órgano de gobierno de la Comunidad Autónoma correspondiente. En caso de que el órgano ambiental proponga modificaciones y estas sean aceptadas por el órgano sustantivo competente, el promotor deberá realizar las mismas. En caso de desacuerdo del promotor, podrá recurrir la resolución del órgano competente, tanto en vía administrativa como jurisdiccional. Una vez aprobado el proyecto y obtenida la licencia de obras, se puede iniciar la construcción. Finalmente se pone en marcha el Plan de Vigilancia y Control Ambiental.

De lo expuesto más arriba se observa que el procedimiento de evaluación de impacto ambiental es una secuencia de acciones en las que participan, de forma principal, dos agentes: el promotor del proyecto, y la administración ambiental competente. Por esta razón, vamos a exponer sintéticamente la metodología vista desde la perspectiva y funciones de cada uno de estos dos agentes fundamentales en el proceso²³⁰.

²²⁹ En la reciente Ley 9/2006 sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas sobre el medio ambiente, se incorporan, a través de su Disposición final primera, diversas modificaciones al Real Decreto Legislativo 1302/1986.

²³⁰ El enfoque metodológico de los dos agente (promotor y administración), aún no siendo muy frecuente, entendemos que es una de las formas más adecuadas de plantear esta cuestión. Por otra parte, la base documental de referencia que se sigue para estos apartados metodológicos están en Álvarez-Campana (2002) y Álvarez-Campana *et al.* (2004).

Procedimiento de EIA desde el promotor del proyecto

Ya se ha comentado que en este trabajo realizamos un enfoque múltiple del procedimiento de evaluación de impacto ambiental, una perspectiva que creemos clarificadora del sistema. Así, se ha expuesto que son dos los agentes más importantes que concurren en la gestión: el agente promotor del proyecto, independientemente de que sea público o privado, y la administración ambiental competente. En esta parte se detallan el conjunto de procedimientos que debe desarrollar el promotor del proyecto cuando actúa como agente en un proceso de evaluación ambiental.

Proyectos que deben someterse a EIA

La obligación de proyectos de someterse a evaluación de impacto ambiental depende de diversas circunstancias, especialmente de la normativa estatal y de la de aplicación en cada comunidad autónoma. No obstante, esta normativa es tan amplia que aconseja limitarse a los proyectos que están recogidos en la normativa básica estatal. La referencia que se utiliza es lo previsto en la Ley 6/2001 de modificación del Real Decreto Legislativo 1302/1986 de evaluación de impacto ambiental, a su vez modificada por la Disposición final primera de la Ley 9/2006. La Ley 6/2001 establece (referidas al origen de las mismas en normativa europea de referencia: Directiva 85/337/CEE que modifica la Directiva 85/337/CEE) dos anexos. El anexo I fija los proyectos públicos o privados que deberán someterse a evaluación de impacto ambiental. El anexo II señala los proyectos que deberán someterse a evaluación de impacto ambiental cuando así lo decida el órgano ambiental en cada caso.

Los proyectos de evaluación obligatoria se recogen en nueve grupos²³¹: Grupo 1. Agricultura, silvicultura, acuicultura y ganadería; Grupo 2. Industria extractiva; Grupo 3. Industria energética; Grupo 4. Industria siderúrgica y del mineral. Producción y elaboración de metales; Grupo 5. Industria química, petroquímica, textil y papelera; Grupo 6. Proyectos de infraestructuras; Grupo 7. Proyectos de ingeniería hidráulica y de gestión del agua; Grupo 8. Proyectos de tratamiento y gestión de recursos; y Grupo 9. Otros proyectos.

En el anexo II de la Ley 6/2001 se exponen los proyectos que pueden ser o no evaluados, según el criterio de los órganos ambientales. En esta ley se incorpora una

²³¹ En el anexo I de la Ley 6/2001 están detallados todos los proyectos obligados a evaluación de impacto ambiental

modificación de interés respecto a la situación anterior, al introducir un procedimiento (reflejado en el anexo III) de la ley que permite determinar si un proyecto debe ser objeto de evaluación mediante estudio de caso por caso o mediante umbrales o criterios fijados por los órganos ambientales competentes. Este procedimiento tiene en cuenta: (1) las características de los proyectos; (2) ubicación de los proyectos (sensibilidad ambiental de las áreas geográficas); (3) características del potencial impacto.

Participación del evaluador ambiental en la redacción del proyecto

La evaluación de impacto ambiental como política ambiental de carácter fundamentalmente predictiva hace conveniente la participación del evaluador ambiental desde las fases más tempranas de generación del proyecto. En algunos tipos de proyectos, como en los de autovías, en la fase de redacción del estudio informativo, que es una de las más tempranas en la organización de este tipo de obras públicas, ya se incorporan los criterios ambientales desde el principio en la definición de alternativas de trazado. No obstante, en la mayor parte de los proyectos públicos o privados aún no se incorpora de forma habitual esta participación del evaluador ambiental.

En cualquier caso, los beneficios de la incorporación de este criterio desde el inicio del proyecto siempre repercuten como beneficios de optimización del diseño del proyecto y, eventualmente, de mejora en los tiempos generales de tramitación de las autorizaciones correspondientes.

Contenidos del Estudio de Impacto Ambiental (EsIA)

Los contenidos del estudio de impacto ambiental responden a un orden lógico vinculado al desarrollo del proceso de evaluación ambiental. Este proceso se plasma originalmente en la *National Environmental Policy Act* (NEPA) de 1969, así como en los procedimientos de evaluación de impacto elaborados por el PNUMA, la OCDE y la CEE a través de la Directiva 85/377/CEE. Desde esta Directiva de 1985 se vierten a la legislación básica española los contenidos básicos del procedimiento de evaluación de impacto ambiental. Así, aparecen los contenidos básicos en el Real Decreto Legislativo 1302/1986, que modifica de forma aparentemente leve, pero de importancia, como se verá más adelante, con la Ley 6/2001 de modificación del RDL 1302/1986. Los

contenidos más detallados de los apartados se exponen en el RD 1131/1988 por el que se aprueba el reglamento para la ejecución del RDL 1302/1986. El orden de los apartados básicos que se exponía en el RDL de 1986 era ligeramente diferente del orden general que sigue el reglamento de 1988, más ajustado al procedimiento originario. Este orden afectaba a las alternativas del proyecto y al resumen del estudio. Lamentablemente, esta discordancia ha desembocado en una cierta confusión metodológica, especialmente al reducir el importante papel en el inicio del proceso del análisis de alternativas (que es uno de los elementos esenciales del proceso de evaluación) y al propiciar que en ocasiones el programa de vigilancia ambiental se entendiera como un documento anejo al proceso, cuando está integrado plenamente en el mismo. En la Ley 6/2001 que modifica al RDL de 1986, se modifica y corrige la discordancia que hemos advertido, recuperando la estructura básica original y correcta de los contenidos. Se insiste en este punto porque esta cuestión pasa desapercibida ya que aparentemente se trata de dos retoques de orden. El primero, y más importante, consiste en que se introduce el apartado (b) sobre las alternativas del proyecto, que es una segregación levemente detallado de la segunda frase del párrafo que correspondía antes al epígrafe (c). El segundo cambio es la inversión del orden de los apartados penúltimo y último (d y e del RDL de 1986), que se convierten en los e y f de la Ley 6/2001, quedando como último punto el resumen del estudio y conclusiones del mismo. Resuelta la discrepancia, queda fijada la estructura del estudio de impacto ambiental en seis apartados básicos: (a) descripción general del proyecto; (b) exposición de alternativas; (c) evaluación de efectos previsibles; (d) medidas protectoras y correctoras; (e) programa de vigilancia ambiental; (f) resumen del estudio. Estos apartados constituyen los pasos esenciales²³² en orden y contenido necesarios para realizar una correcta evaluación de impacto ambiental. En los apartados siguientes se desarrollan los contenidos de cada uno de los seis pasos fundamentales citados; para ello se toma como referencia de procedimiento los contenidos del Reglamento para la ejecución del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de evaluación de impacto ambiental, que se considera una de las referencias más válidas tanto desde el punto normativo como de procedimiento y contenidos técnicos.

²³² Se insiste en el aspecto fundamental de esta estructura. El no haber sido seguida, tanto en procedimientos como en normativas, ha generado una importante distorsión y dispersión del proceso y por tanto de los resultados correctos de la evaluación ambiental.

Primer paso: descripción del proyecto y sus acciones

Este apartado debe incluir: la descripción general del proyecto; las exigencias previsibles en el tiempo, en relación con la utilización del suelo y de otros recursos naturales; y la estimación de los tipos y cantidades de residuos vertidos y emisiones de materia o energía resultantes. En primer lugar debe llevarse a cabo la descripción del proyecto. El proyecto es la definición geométrica, operativa y económica de una cierta actividad o instalación. De ahí que el primer paso sea la precisión concreta a efectos identificativos del proyecto (ej. de actividad: dragado marino para la obtención de arena con un volumen de 5.000.000 m³/año; ej. de instalación: instalación para la fabricación de cemento en hornos rotatorios con capacidad de producción de 750 toneladas diarias). Cuando el tipo de proyecto esté identificado los anexos I o II de la Ley 6/2001, se hará referencia al grupo y subgrupo a que pertenece.

Una vez identificado el proyecto, debe hacerse un resumen sintético de los elementos más importantes y definitorios del mismo. También debe fijarse, a todos los efectos posteriores, cuál es el tiempo de vida útil previsto para el proyecto. Posteriormente se indicará con la mayor precisión la localización del proyecto, dejando constancia de las referencias necesarias para ubicarlo adecuadamente (lugar, municipio y provincia), así como las coordenadas UTM de la poligonal que limita todo el área de implantación del proyecto. La localización debe incluir datos geográficos, especialmente límites municipales, cursos fluviales, infraestructuras existentes así como otros elementos de interés según el ámbito geográfico y la tipología del proyecto, lo que puede estructurarse utilizando la técnica de elaboración de modelo conceptual del territorio. Al definir el ámbito geográfico debe señalarse, en su caso, la proximidad o situación del proyecto en zonas de protección especial: espacios naturales, dominio público hidráulico o marítimo, etc. Esto es muy importante porque puede detectar la necesidad de obtener autorizaciones ambientales específicas (ocupación de dominio público, autorización de vertido, etc). Esta documentación debe acompañarse de un plano de situación (en escala 1:25.000 o de mayor detalle), y un plano de localización (a escala según el ámbito del proyecto) en que se representen la totalidad de las superficies afectables así como, en su caso, los nuevos viales que se pretendan construir.

En segundo lugar debe procederse a elaborar la relación de acciones inherentes al proyecto, para lo que debe realizarse una descripción suficiente de todas las acciones inherentes a la actuación de que se trate, susceptibles de producir un impacto sobre el medio ambiente, mediante un examen detallado tanto de la fase de su realización como de su funcionamiento. Dado que la descripción del proyecto de actividad o instalación tiene por objeto final la definición de acciones y resultados en tres fases fundamentales: a) de obras o inicio de actividad; b) de desarrollo de actividad, explotación o producción; c) de abandono o extinción de la actividad. Así, no debe considerarse exclusivamente la parte material de construcción, sino también las operaciones que se desarrollen en esa nueva instalación. Esta descripción exige presentar una descripción pormenorizada de cada una de las instalaciones o estructuras que configuran el proyecto, indicando alturas, volúmenes, zonas de acopio de materiales o de zonas de residuos, de almacenamiento y áreas de trabajo. En este apartado, y como complemento del anterior, conviene utilizar las técnicas de elaboración de modelos conceptuales del proyecto y del desarrollo de proceso de implantación y ciclo de vida del proyecto. El conjunto de las acciones del proyecto debe exponerse de una forma completa, que permita la comprensión del proyecto pero además que permita la identificación de acciones que pueden tener potencial de impacto, a fin de incorporarse en el apartado correspondiente de identificación y valoración de impactos. No obstante, lo más conveniente es reproducir la identificación de los impactos en el apartado de identificación y valoración.

En tercer lugar debe procederse a identificar el uso de materiales²³³, suelo y otros recursos naturales. En este apartado se describirán los materiales a utilizar, suelo a ocupar, y otros recursos naturales cuya eliminación o afectación se considere necesaria para la ejecución del proyecto. Este planteamiento se basa en la técnica de análisis del ciclo de materia y energía del proyecto. Este elemento es muy importante; el balance debe tener en cuenta el tiempo de vida útil o duración del proyecto. Los resultados del balance de masas son muy útiles para comparar alternativas, ya que permiten comparar cantidades de elementos semejantes. La descripción y cuantificación de los materiales a utilizar puede detallarse a partir de los datos que contiene la descripción de las unidades

²³³ Si bien el punto a) del art. 2.1. de la Ley 6/2001, no hace referencia a "materiales" (sí a suelo y recursos naturales), tiene todo el sentido técnico incluir esta referencia, ya que forma parte de las entradas del balance de masas del proyecto. El RD 1131/1988 sí incluye el término de materiales en su art. 8.

de obra previstas en el proyecto. Deben separarse los distintos grupos de materiales empleados (madera, hierro y acero, cemento, ladrillo, roca, etc). A estos deben sumarse, en su caso, los materiales o materias primas (en caso de que no tengan la consideración de recursos naturales, en cuyo caso se incorporará en ese apartado) que van a emplearse, en su caso, en el proceso productivo. En cuanto al suelo, habrá que señalar la superficie de suelo que se ocupará (señalando si se trata de ocupación temporal o permanente) con el proyecto, así como la calidad ambiental del mismo y su calificación urbanística. En este apartado se advierte específicamente la necesidad de tener presente tanto el perímetro del proyecto como, en su caso, la necesidad de construir o acondicionar accesos a diversas partes de la obra. Esto se hace por completo necesario en infraestructuras lineales de transporte (carreteras, ferrocarriles) y, en general, en todos aquellos proyectos que se realizan en el medio natural (en algunos casos se ha advertido que los impactos derivados de los acceso –que no habían sido previstos en el proyecto- superan los derivados de la ejecución del proyecto). En este caso convendrá dedicar una parte a describir las diferentes instalaciones proyectadas, concretando si son de nueva construcción. Por último, deberá tenerse en cuenta si hay uso o afectación, a otros recursos naturales (forestales, hidráulicos, atmosféricos, etc). Esta deberá valorarse tanto en el aspecto directo de ocupación como en el aspecto de uso, en su caso, durante el proceso productivo (ej. agua en la refrigeración de una planta industrial, o carbón en una central termoeléctrica). En estos casos, como se ha referido para el apartado de materiales, deberá incluirse en el balance de masas y energía del proyecto.

En cuarto lugar deberán considerarse los residuos, vertidos y emisiones resultantes. En este apartado se hará una descripción detallada de los tipos, cantidades y composición de los residuos, vertidos, emisiones o cualquier otro elemento derivado de la actuación, tanto sea de tipo temporal durante la realización de la obra o permanentes cuando ya esté relacionada y en operación, en especial, ruidos, vibraciones, olores, emisiones luminosas, emisiones de partículas, etc. Los residuos sólidos, vertidos líquidos y emisiones resultantes deben estar definidos con la precisión cualitativa y cuantitativa necesaria (identificación de residuos según legislación sectorial, identificación de vertidos según tipología y composición físico-química –y en su caso biológica- de referencia; e identificación en volumen y composición –o las dimensiones

de referencia- de las emisiones). Si bien el reglamento prevé la separación, a efectos formales y conceptuales de los materiales y recursos naturales a utilizar (por una parte), y de los residuos, vertidos y emisiones resultantes (por otra parte), lo cierto es que las últimas técnicas aconsejan la realización (aunque luego se separe puntualmente) del análisis global del balance de materia y energía (según se expone en el apartado 2.4 correspondiente). Este método integrado garantiza que se consideran todas las formas de materia y energía que intervienen, de una forma u otra, en el proyecto, y se evita así que algunos términos poco definidos queden fuera de control, especialmente en actividades industriales (ej. productos intermedios, subproductos, etc; que en otro caso podrían quedar sin considerarse bien en el apartado de materiales, o bien en el de residuos, ya que forman parte de los procesos intermedios).

Segundo paso: exposición de alternativas²³⁴

En este apartado debe recogerse una exposición de las principales alternativas estudiadas y una justificación de las principales razones de la solución adoptada, teniendo en cuenta los efectos ambientales. El análisis de alternativas es uno de los fundamentos metodológicos más potentes del proceso de evaluación ambiental. Tiene su origen en la necesidad de que la solución del proyecto sea el resultado de un análisis de alternativas, con un proceso de optimización tecnológica y ambiental hasta concluir en la solución de proyecto final. Por esta razón se insiste en la conveniencia, en la fase temprana del proyecto, de un análisis profundo y riguroso de las alternativas: de ubicación parcial o total del proyecto, de los procedimientos y tecnologías empleados, de los productos, procesos y residuos generados en los procesos. Para poder realizar el análisis de alternativas se precisa ante todo un conocimiento detallado y preciso del proyecto objetivo; posteriormente las alternativas generadas se contrastarán con las características del medio en que se desarrollará el proyecto. En realidad el proceso de análisis de alternativas debe ser un proceso interactivo que permita mediante evaluación parcial de impactos, proceder a asignar las mejores condiciones de ejecución del proyecto. Durante la ejecución del estudio de impacto ambiental puede incorporarse el análisis de alternativas de dos formas: a) se analizan las alternativas de forma preliminar y se detalla la mejor alternativa, que es objeto posterior de la

²³⁴ Como se ha expuesto, al situar el RDL 1986 la generación de alternativas como un paso posterior a las medidas correctoras ha generado un proceso de deriva o desviación del proceso nodular de evaluación de impacto ambiental

evaluación de impacto ambiental detallado; b) se evalúa el impacto ambiental de diversas alternativas seleccionadas (ej. caso de variantes del trazado de carreteras o ferrocarril). La elección de un tipo u otro del proyecto depende claramente de la tipología del mismo, incluso se pueden definir esquemas intermedios. Lo más común es que el proceso inicial de selección de alternativas permita asumir una serie de decisiones básicas sobre las cuestiones fundamentales del proyecto; posteriormente, del resultado de análisis detallado y evaluación ambiental puede ser necesario incorporar modificaciones, aunque estas raramente afectan a elementos sustanciales del proyecto. En muchas ocasiones, sin embargo, el análisis de alternativas no es sino una justificación posterior de una decisión previa sobre solución de proyecto. Esto se materializa en ocasiones con el sistema de considerar como alternativa la hipótesis de no realización del proyecto²³⁵. De esta manera la propia validez de la evaluación ambiental queda cuestionada. Como se viene señalando, la calidad de los datos de descripción del proyecto y del medio, así como la definición de las repercusiones ambientales, es determinante para la calidad final en la elaboración y selección de alternativas. La cuantificación de los parámetros es la única manera de poder valorar con criterios técnicos y objetivos las posibles alternativas.

Tercer paso: evaluación de efectos previsibles

Este apartado incluye todos los procedimientos intermedios destinados a evaluar los efectos²³⁶ previsibles directos o indirectos del proyecto sobre la población, la fauna, la flora, el suelo, el aire, el agua, los factores climáticos, el paisaje y los bienes materiales, incluido el patrimonio histórico artístico y el arqueológico. Así, incluye dos grandes subfases: (1) Inventario ambiental y descripción de las interacciones ecológicas y ambientales clave; y (2) Identificación y valoración de impactos.

En primer lugar ha de tratarse el inventario ambiental y descripción de interacciones ecológicas y ambientales. Si el paso primero se dedica al conocimiento

²³⁵ Sin embargo, la hipótesis de “no realización de proyecto” sí puede ser un planteamiento correcto en el caso de la valoración de efectos socioeconómicos, especialmente los económicos, en los que se puede plantear el efecto positivo o negativo derivado de una inversión territorializada.

²³⁶ Arce (2002) señala que es corriente utilizar los términos “efecto” e “impacto” indistintamente al hacer referencia a las consecuencias de cualquier intervención humana sobre el medio, aunque algunos autores han resaltado el carácter más genérico del significado de “efecto”, diferenciándolo del de “impacto”. Así, siguiendo a la autora, se entenderá por “efectos ambientales de proyectos o actuaciones a las alteraciones que se producen en el medio ambiente como consecuencia de las acciones que forman parte de esos proyectos o actuaciones humanas”. Los impactos ambientales son, en cambio: “las consecuencias o productos finales de los efectos, representadas por las variaciones en los atributos del medio ambiente expresadas en términos cualitativos y cuantitativos”.

profundo del proyecto, el presente subapartado se destina a la descripción detallada del medio ambiente (o territorio en el sentido amplio, de función de usos). A veces este apartado se desarrolla bajo la denominación genérica de inventario ambiental. No obstante esta denominación puede llevar –en caso de hacer una interpretación restrictiva de la misma- a una cierta desorientación sobre el objetivo de este apartado de la metodología de evaluación ambiental. No es fruto de la casualidad que esta restricción haya provocado el gran proceso de invasión del ámbito de estudio de las ciencias naturales en detrimento de los objetos de investigación de las ciencias sociales, lo que está reduciendo muy notablemente la potencialidad original²³⁷ buscada en las evaluaciones de impacto ambiental. Este inventario y descripción comprende cinco elementos diferenciados, que tienen como objetivo definir un escenario de los valores ambientales y sus interrelaciones puesto, que como indica la pujante disciplina ecológica, el entorno es un conjunto de poblaciones y ecosistemas en flujo e interrelación permanente. Este punto debe cumplir los siguientes criterios: (1) limitarse al área de acción y de influencia del proyecto; (2) tener presente la dinámica propia de los factores ambientales; (3) ser concreto, contrastado y exhaustivo; (4) tener carácter cartográfico (georreferenciado) en la mayor medida; y (5) incorporar interrelaciones o sinergias entre los factores del medio. Para lo cual debe tenerse en cuenta: (1) Estudio del estado del lugar y de sus condiciones ambientales antes de la realización de las obras, así como de los tipos existentes de ocupación del suelo y aprovechamiento de otros recursos naturales, teniendo en cuenta las actividades preexistentes; (2) identificación, censo, inventario, cuantificación²³⁸ y, en su caso, cartografía, de todos los aspectos ambientales definidos en el artículo 6 del RD 1131/1988, que puedan ser afectados por la actuación proyectada; (3) descripción de las interacciones ecológicas claves y su justificación; (4) delimitación y descripción cartografiada del territorio o cuenca espacial afectada por el proyecto para cada uno de los aspectos ambientales definidos; (5) estudio comparativo de la situación ambiental actual y futura, con y sin la actuación derivada del proyecto objeto de la evaluación, para cada alternativa examinada.

²³⁷ La NEPA, 1969, expone, en su apartado 102 a) uno de los objetivos más importantes de la EIA: “utilizar una aproximación multidisciplinar y sistemática que asegure el uso integrado de las ciencias naturales y sociales y las técnicas ambientales en la planificación y toma de decisiones que pueden tener un impacto sobre el medio humano (entorno o ambiente)”

²³⁸ Puede observarse la tremenda pérdida de información y sentido que se dará en el proceso de EIA si, como es habitual, se simplifica y limita un concepto tan amplio como el que se expone y se transforma en el término simple de “inventario”.

En segundo lugar debe procederse a la identificación y valoración de impactos. En este apartado se incluirá la identificación y valoración de los efectos notables previsibles de las actividades proyectadas sobre los aspectos ambientales (medio humano y medio biofísico), para cada alternativa examinada. Para lo que ha de procederse a: (1) identificación de impactos, que derivará del estudio de las interacciones entre las acciones derivadas del proyecto y las características específicas de los aspectos ambientales afectados en cada caso concreto. Se distinguirán los efectos positivos de los negativos, los temporales de los permanentes; los simples de los acumulativos y sinérgicos; los directos de los indirectos; los reversibles de los irreversibles; los recuperables de los irrecuperables; los periódicos de los de aparición irregular; los continuos de los discontinuos. Se indicarán los impactos ambientales compatibles, moderados, severos y críticos que se prevean como consecuencia de la ejecución del proyecto; y (2) Valoración de efectos, cuantitativa, si fuese posible, o cualitativa, expresará los indicadores o parámetros, empleándose siempre que sea posible normas o estudios técnicos de general aceptación, que establezcan valores límite o guía, según los diferentes tipos de impacto. Cuando el impacto ambiental rebase el límite admisible, deberán preverse las medidas protectoras o correctoras que conduzcan a un nivel inferior a aquel umbral; caso de no ser posible la corrección y resultar afectados elementos ambientales valiosos, procederá la recomendación de la anulación o sustitución de la acción causante de tales efectos. Se indicarán los procedimientos utilizados para conocer el grado de aceptación o repulsa de la actividad, así como las implicaciones económicas de sus efectos ambientales. Se detallarán las metodologías y procesos de cálculo utilizados en la evaluación o valoración de los diferentes impactos ambientales, así como la fundamentación científica de esa evaluación. Se jerarquizarán los impactos ambientales identificados y valorados, para conocer su importancia relativa. Asimismo, se efectuará una evaluación global que permita adquirir una visión integrada y sintética de la incidencia ambiental del proyecto. Para ello deben tenerse presentes los conceptos normativos de caracterización impactos²³⁹: carácter genérico; tipo de acción; duración; características espaciales; manifestación temporal, duración; reversibilidad, recuperabilidad, carácter

²³⁹ La definición de conceptos técnicos en relación con la valoración de efectos se encuentran originalmente definidos en el Anexo I del Real Decreto 1131/1988

acumulativo, necesidad de medidas correctoras, riesgo, magnitud, singularidad del recurso afectado, y significado del impacto.

La evaluación integrada de todos estos elementos puede realizarse mediante distintos instrumentos. En el contexto de los estudios de impacto ambiental los más habituales y conocidos son los métodos de Leopold y de Batelle-Columbus²⁴⁰. Ambos se basan en los principios del análisis multicriterio. Es decir, buscan valores de variables relevantes, estandarizan estos valores a una escala común y otorgan pesos a cada variable. De esta forma se obtienen indicadores agregados comparables entre proyectos o soluciones alternativas dentro de un proyecto. Esta evaluación global debe ser capaz de detectar el uso o abuso de clichés en la evaluación de impactos. Un comportamiento que resulta a veces de actos repetitivos o no sometidos a una reflexión suficiente. Puede ser que se subestimen o se sobreestimen distintos tipos de impactos, lo que llevaría a una evaluación descompensada. Como ejemplo, destacamos lo señalado por Pardo (2002), quien llama la atención sobre la práctica rutinaria y sus consecuencias: “el impacto sobre el empleo ha sido una medida estándar en las evaluaciones de proyectos, otorgándosele, en muchas ocasiones, un peso decisivo sobre otros impactos a veces muy negativos”.

Cuarto paso: propuesta de medidas protectoras y correctoras

Las medidas ambientales han de ser establecidas tras: (1) valorar cuál es la situación del medio antes de la ejecución del proyecto; (2) prever la evolución de las alteraciones que la ejecución del proyecto puede generar. En esta parte del documento, el redactor debe procurar valorar las medidas que es preciso establecer para minimizar la pérdida de calidad del medio tras la puesta en marcha de la actividad. La respuesta a esta modificación que representa la alteración del medio debe motivar el establecimiento de las medidas correctoras y protectoras. Las medidas correctoras deben permitir la reducción, eliminación o compensación de los efectos negativos generados por el proyecto o actividad, mientras que las medidas protectoras ayudarán a preservar los valores presentes en el medio. Se entiende como medidas correctoras cualquier tipo acción que como resultado de su aplicación produzca una atenuación o eliminación de un efecto ambiental negativo. La eficacia de las medidas correctoras está condicionada

²⁴⁰ Como se observa, el método de Leopold se ha tratado en el epígrafe de identificación y valoración de impactos, y el de Battelle-Columbus en el de cuantificación de impactos. La razón de esto se encuentra en que el primero de ellos tiene predominantemente un carácter prospectivo (barrido de impactos potenciales) y el segundo es un avance del anterior en materia de cuantificación de los impactos.

por serie factores que actúan como limitantes de su grado o posibilidad aplicación y, por tanto, de su eficacia. Cuestiones a considerar: eficacia depende de su correcto diseño; aplicación de medida no debe suponer creación impactos adicionales; coste económico de aplicación y mantenimiento efectividad de medida es uno factores más importantes a la hora de su elección. Otros factores condicionantes menos obvios son: diseño proyecto y cuidados en fase obra, ya que la consideración de aspectos ambientales a hora diseñar proyecto así como ser cuidadoso fase ejecución puede significar reducción gran número impactos, lo que en sí constituye una medida correctora. Es preciso describir y justificar las medidas correctoras propuestas para las diferentes fases del proyecto, que deberán aplicarse como mínimo sobre: aguas superficiales y subterráneas, suelo, atmósfera (medidas correctoras contra polvo, olores y ruido), vegetación y fauna, morfología del paisaje y patrimonio cultural.

Además, y de forma específica en proyectos como los mineros, debe procederse a incluir la restauración de la zona, en donde se proceda a la: 1) definición y justificación ecológica, económica y social de los usos futuros del área explotada; 2) descripción y definición de las labores necesarias para la recuperación del espacio afectado; 3) justificación de la selección de especies vegetales, técnicas, materiales y equipos a emplear; 4) cronograma de los trabajos de ejecución; 5) presupuesto de las medidas correctoras y protectoras.

De forma complementaria, la administración evaluadora podrá exigir medidas complementarias o sustitutivas de las propuestas, todo ello con la finalidad última de asegurar el mantenimiento de la calidad del medio.

Quinto paso: programa de vigilancia ambiental

El programa de vigilancia y seguimiento ambiental tiene como objetivos: 1) comprobar y analizar si las medidas ambientales correctoras y protectoras son viables y suficientes; 2) valorar la incidencia del proyecto sobre cada una de las componentes del medio que puedan verse afectadas; 3) comprobar si la fase de explotación se realiza según lo previsto en el proyecto y en la declaración ambiental.

Por estas razones, esta parte del estudio debe incorporar, como mínimo, la información que se detalla a continuación: acciones a desarrollar en cada una de las fases del proyecto, indicando su periodicidad y estableciendo un calendario de

actuaciones; realización de controles analíticos, siendo preciso detallar y justificar aspectos claves como: parámetros a analizar, periodicidad, puntos de muestro, planos, etc; desarrollar un programa de evaluación de vibraciones, niveles de emisión de contaminantes atmosféricos y vertidos; reportaje fotográfico que permita evaluar el estado del medio y demostrar las acciones llevadas a cabo en cada momento; las nuevas medidas correctoras que se consideren precisas en función de la evolución observada; cronograma de las obras, indicando las fases críticas (aquellas que han de finalizar antes de comenzar la siguiente) y las actuaciones ambientales correctoras y protectoras previstas; presupuesto del programa de vigilancia y seguimiento ambiental. Este presupuesto deberá estar suficientemente detallado, especificando precios unitarios descompuestos, cuadro de precios auxiliares, presupuestos parciales por capítulos, presupuesto general de ejecución material y presupuesto de ejecución por contrata. La puesta en marcha del plan de vigilancia para cada fase se producirá desde el inicio de la misma y se prolongará durante el tiempo que en la evaluación de las diferentes acciones se haya considerado conveniente.

La función del programa de vigilancia ambiental es garantizar el cumplimiento de las medidas protectoras o correctoras establecidas en la EIA, así como todas aquellas otras derivadas de la Declaración de Impacto Ambiental y documentación complementaria. Debe considerar también los procedimientos control de evolución proyecto en sus distintas fases, al modificarse este con la Declaración de Impacto Ambiental y documentación complementaria. Resultan asimismo una herramienta valiosa para comprobar la cuantía de determinados impactos de difícil predicción y para detectar alteraciones no previstas en el EIA, lo cual es una fuente información para futuros estudios.

Los objetivos que deben cumplir estos indicadores son: comprobar que la ejecución final proyecto se ajusta a lo estipulado en el EIA y a las condiciones impuestas en la Declaración de Impacto Ambiental; comprobar la correcta aplicación de las medidas correctoras y de aquellas derivadas de la Declaración de Impacto Ambiental; controlar la evolución de los impactos consecuencia del desarrollo de actividad y la eficacia de las medidas correctoras propuestas; controlar la evolución de los impactos residuales o la aparición de los no previstos; proporcionar información acerca de la calidad y oportunidad de las medidas correctoras adoptadas; proporcionar

información que pueda ser usada en la verificación de los impactos identificados y evaluados en el EIA, a fin de mejorar las técnicas y métodos de evaluación de impactos.

De cualquier manera, los mínimos en cuanto a la documentación a entregar serían: Informe inicial: al inicio de obras, para determinar la correcta aplicación de las medidas correctoras del EIA y Declaración, y para establecer la situación partida, mediante determinación de valores de los parámetros indicadores seleccionados; informes periódicos: de mensuales a anuales, habitualmente seis meses, que reflejan el desarrollo acciones proyecto y medidas acometidas, asimismo, se reflejan los resultados obtenidos, problemas, efectividad medidas, etc; informes específicos: solo en el caso de que se produzcan incidencias especiales; e informes finales: al finalizar cada fase obra.

Paso sexto: documento de síntesis

Es obligatoria su elaboración para la tramitación de los estudios de impacto ambiental. Se redactará en términos comprensibles, no excederá las 25 páginas y de forma resumida reflejará los trabajos realizados, las conclusiones relativas a las alternativas propuestas, las medidas correctoras y el programa de vigilancia. Se indicarán asimismo las dificultades informativas o técnicas encontradas en la realización del estudio con especificación del origen y causa de las dificultades encontradas.

Procedimiento de EIA desde la administración ambiental

Una vez revisado el procedimiento de EIA desde el promotor, procede exponer brevemente los pasos a realizar por parte de la administración ambiental. El primer paso de la administración ambiental consiste en la calificación del proyecto. Una vez que se presenta, el órgano ambiental procede a calificarlo, esto es, a determinar la necesidad o no, en función de sus características, de que sea sometido a evaluación de impacto ambiental. Una vez que el proyecto ha sido calificado y, en su caso, debe ser sometido a evaluación de impacto ambiental, el promotor (como se ha señalado en el apartado anterior) procederá a entregar copia del proyecto y del estudio de impacto ambiental a la administración para su trámite. A partir de este punto se dan una serie de pasos fundamentales para el proceso: (1) comprobación de la suficiencia documental; (2) identificación del territorio; (3) identificación de la actividad o instalación; (4)

análisis de fondo del estudio ambiental presentado; (5) desarrollo del proceso de informes de organismos competentes en ámbitos sectoriales; (6) desarrollo del proceso de información pública y participación ciudadana; (7) caso de necesidad de subsanación documental por parte del promotor; (8) redacción de la declaración de impacto ambiental; (9) control del programa de seguimiento ambiental.

Comprobación de la suficiencia documental

Este es un punto que parte de la previa calificación del tipo de trámite en función del tipo de proyecto. En el caso de la Comunidad Autónoma de Galicia, esta clasificación debe definir la necesidad de tramitación a través del procedimiento de evaluación de impacto ambiental, o procedimiento de evaluación de efectos ambientales. Se realiza a partir de la información presentada por el promotor (proyecto y estudio de impacto ambiental). Se trata de un análisis formal y básico de contenidos, con referencia a los requisitos documentales expuestos en la normativa de aplicación²⁴¹. Se señala la importancia de la revisión y, en su caso, la conveniencia de la solicitud de subsanación documental al promotor, a fin de que el desarrollo del expediente se realice a partir de la documentación más completa desde el punto de vista formal y técnico.

El análisis previo de la documentación se realiza mediante la identificación de diferentes elementos: (1) Identificación del territorio, en este apartado deben desarrollarse las técnicas de elaboración de modelos conceptuales del territorio y de análisis de calidad ambiental y sensibilidad del territorio. Los elementos más destacables que deben ser identificados desde el evaluador en el trámite desde la administración son: población afectable, rango de protección legal que puede afectar al territorio, fragilidad del entorno, densidad de actividades, efectos sinérgicos, elementos singulares; (2) Identificación de la actividad o instalación, a partir de la información suministrada por el promotor, especialmente en el documento de proyecto, debe realizarse una identificación detallada de la actividad. Para ello son de aplicación las técnicas de elaboración de modelo conceptual del proyecto, análisis del proceso de implantación y ciclo de vida de la actividad o instalación, y análisis de ciclo de materia y energía durante la vida útil de la actividad o instalación. Son de la mayor importancia la identificación desde un punto de vista ambiental de: tipología, magnitud, riesgos y

²⁴¹ Definida, para el caso de Galicia, en el Decreto 442/1990, de evaluación de impacto ambiental para Galicia, y Decreto 327/1991, de evaluación de efectos ambientales para Galicia

antecedentes de carácter ambiental o social. (3) Análisis de fondo del estudio de impacto ambiental presentado, una vez realizado el estudio formal de contenidos, como se expone en el apartado anterior, ha de procederse al estudio de fondo del documento técnico que se presenta. Interesa el conocimiento en aspectos muy diferentes: profundidad del tratamiento de los puntos, precisión técnica y referencias de la información, calidad de la solución adoptada. Hay que conseguir que el nivel de información supere los contenidos mínimos previstos formalmente en la normativa y que permita alcanzar los niveles críticos de información que permitan garantizar la suficiencia y corrección de los estudios de impacto ambiental. En esta fase se trata de integrar el conjunto de los conocimientos analizados en los dos apartados anteriores.

El análisis del EsIA debe tener en cuenta las referencias normativas sectoriales, en particular las de protección de la atmósfera, protección del agua y sobre residuos. Debe verificarse el cumplimiento de los límites y condiciones mínimas exigibles a los proyectos que se plantean en las legislaciones sectoriales.

Desarrollo del proceso de informes de organismos competentes.

En función de la normativa de aplicación al proceso y de la tipología del proyecto, así como del territorio en que se propone la implantación, habrá que cursar solicitud de informes a diversos órganos competentes en materias vinculadas con los aspectos ambientales. Señaladamente pueden mencionarse de forma general la solicitud de informes a organismos competentes en las siguientes materias, entre otros: salud pública, aguas, ordenación del territorio, medio ambiente natural y patrimonio cultural.

Desarrollo de proceso de consultas y participación pública.

El proceso de consultas y participación pública (como parte de intervención de la población en el proceso) tiene un carácter fundamental, y se encuentra siempre entre los presupuestos de normativa europea en materia ambiental. Son partes del proceso de participación pública: (a) consulta a organismos e instituciones (distinguiendo consultas obligadas o formales a organismos competentes en materias ambientales sectoriales: aguas, suelo, salud pública, patrimonio, etc; y a instituciones o entidades especializadas o interesadas: universidades, centros de investigación, grupos ecologistas o naturalistas, etc); (b) proceso formal de información pública (anuncios en boletín

oficial y tablones de anuncio, y período de exposición pública). La duración y trámite concreto del proceso de información pública depende de la normativa específica de aplicación (en consideración a procedimientos abreviados, como es el caso de la evaluación de efectos ambientales en el caso de la comunidad de Galicia).

Información pública

La información pública es, en sentido amplio, el acto mediante el que un agente privado o público somete al conocimiento general una información determinada. Debido a su enorme importancia social y jurídica, la información pública –tal y como consideramos en este documento- es un trámite que se incluye frecuente en diversas normativas de protección ambiental o de tipo sectorial, en donde tiene carácter previo al otorgamiento de la autorización. La propia normativa de evaluación de impacto ambiental obliga a que cada proyecto y su correspondiente estudio de impacto ambiental se sometan a información pública. Esto significa que los documentos relevantes del procedimiento pueden ser consultados por cualquier persona física o jurídica, sin ninguna limitación²⁴². El proceso se publicita por parte de la administración ambiental a través del diario oficial correspondiente, en donde se anuncia dónde y durante cuánto tiempo pueden consultarse esos documentos. En ese período de consulta pueden formularse también cuantas alegaciones se estimen respecto a la forma o contenido de la documentación expuesta.

Si bien es cierto que la información pública es de una importancia crucial de cara al resultado del procedimiento de evaluación de impacto ambiental, ocurre que con frecuencia se convierte en una práctica rutinaria e incluso justificativa, a veces bastante alejada de su función como elemento dinamizador de la participación pública. Diversos autores (Arce, 2002; Gómez, 2002) exponen sus críticas al trámite, no en sí mismo, sino por la práctica y resultados: “La fase de información pública de los Estudios de Impacto Ambiental, por otra parte, no propicia la participación pública. Consiste en una mera “puesta a disposición” del proyecto ante quien esté interesado, más o menos formalmente, con algunas honrosas excepciones” (Arce, 2002). Sin embargo, la

²⁴² Esta amplitud está amparada no solamente por la normativa de evaluación de impacto ambiental, sino también –y de forma muy importante- por la Directiva 90/313/CEE del Consejo, de 7 de junio de 1990, sobre la libertad de acceso a la información en materia de medio ambiente, que ha dado lugar en España a la Ley 38/1995, en donde se reconoce el derecho de cualquier persona física o jurídica a acceder a la información sobre medio ambiente que esté en poder de las administraciones públicas, sin que para ello sea obligatorio probar un interés determinado.

información pública tiene una importancia extraordinaria en la conformación de las políticas públicas ambientales. Los criterios básicos que deben presidir la información pública son, siguiendo a Arce (2002): informar anticipadamente, mantener un compromiso ambiental, interactuar cara a cara, verificación independiente, aplicar los principios de franqueza, accesibilidad, honestidad; actuar en positivo; garantizar el valor de las propiedades afectadas, participación pública en la toma de decisiones; adelantar información; y vigilancia pública. Para obtener el resultado que se espera, el proceso de información y participación pública debe ser un proceso conducido mediante prácticas flexibles, adecuadas a cada realidad y contexto, en donde los responsables vayan más allá de las formalidades –que también deben ser respetadas-, intentando proporcionar un entorno favorable a la participación pública y al enriquecimiento cualitativo de los procesos de decisión.

Los resultados que se obtienen del proceso de consultas y participación pública son diversos: informes o dictámenes de los organismos competentes; alegaciones o informes de los organismos o entidades públicos no competentes; alegaciones de entidades, colectivos o particulares interesados. Esta información debe valorarse y en su caso conducir a la toma de decisiones oportunas sobre la cuestión.

Caso de necesidad de subsanación documental por parte del promotor

Tanto en la fase previa a la información pública como, especialmente, en la fase posterior a la información pública y a la recepción de los informes de organismos consultados, puede resultar en la necesidad de que el promotor aclare o subsane algunos extremos relacionados con el proyecto.

Redacción de la Declaración de Impacto Ambiental (DIA)

La declaración de impacto ambiental (DIA) es el documento elaborado a propuesta del órgano ambiental en el que, dentro de la variabilidad que presentan las diferentes normativas en el ámbito estatal, se vienen incluyendo los siguientes apartados básicos: (1) conveniencia o no de realización del proyecto desde el punto de vista ambiental; (2) condicionado de carácter ambiental que debe cumplirse necesariamente; (3) programa de seguimiento ambiental que debe realizarse; (4) otros datos complementarios (en función de la tipología de la actividad). En los apartados siguientes se tratan dos

aspectos de interés especial, como es la organización de la información expuesta en el condicionado de la DIA, y las posibilidades de incorporar en la misma elementos contractuales y garantías de financiación de las medidas correctoras. La organización del condicionado de la DIA es un aspecto más importante de lo que pudiera suponerse a primera vista, ya que permite definir el conjunto de los elementos que deben tenerse en cuenta a la hora de ejecución material del proyecto. En las diferentes DIAs que se han analizado se han encontrado formas muy diversas de estructurar el condicionado, desde algunas en que prácticamente no hay organización interna, hasta algunas netamente estructuradas. Para este último conjunto se han verificado tres pautas de organización del condicionado: (1) por medios o sistemas potencialmente afectables; (2) por fases de ejecución del proyecto; (3) por tramos o actuaciones diferentes en un proyecto complejo. El primer modelo propuesto de organización del condicionado es por medios o sistemas potencialmente afectables. En estos casos el condicionado se presenta como desagregación de los medios afectables, como: (a) medio atmosférico; (b) medio hídrico; (c) suelo; (d) vegetación; (e) paisaje; (f) restauración. Es uno de los procedimientos más habituales en proyectos que tienen un cierto margen de indeterminación (o adaptación permanente a nuevas condiciones previamente no conocidas), como es el caso de numerosos proyectos de minería. También puede aplicarse en proyectos de instalaciones que se realizan en un entorno territorial relativamente reducido y con pocas fases diferenciadas, como por ejemplo pequeños parques eólicos. El segundo de los modelos propuestos de condicionado es por fases de ejecución del proyecto. En este caso el condicionado se estructura por fases de ejecución del proyecto en aquellos que tienen unas fases muy diferenciadas, separando: (a) implantación o construcción; (b) puesta en marcha; (c) operativa ordinaria en vida útil; (d) fase de clausura y abandono. Este tipo de división es conveniente para proyectos de instalaciones industriales, o incluso para obras como depuradoras o plantas de tratamiento de residuos que tienen fases muy diferenciadas (y que su funcionamiento es en parte asimilable al de una instalación industrial). Es habitual que dentro de las fases se haga una subdivisión por medios o sistemas afectados. El último de los modelos de condicionado es por partes o tramos del proyecto. Estos casos son más infrecuentes que los anteriores. Puede darse cuando la complejidad del proyecto es muy importante o cuando incluye varias actuaciones conjuntas. Como ejemplo se pone

la DIA del Ramal ferroviario del Llobregat²⁴³, en donde se consideran las dos partes del proyecto (ramal ferroviario y acondicionamiento hidráulico del río Llobregat). También se utiliza esta distribución en algunos proyectos de infraestructuras lineales (autovías, ferrocarriles, etc), o incluso en proyectos que engloban unos pocos tipos de elementos constructivos que se repiten (ej. grandes parques eólicos).

La experiencia en tramitación y seguimiento de evaluación ambiental desde los años ochenta ha puesto de manifiesto la necesidad de incorporar instrumentos económicos concretos que respalden y garanticen la correcta ejecución de las medidas correctoras. Esto es respuesta a la experiencia con dos tipos de proyectos muy frecuentes: las grandes infraestructuras lineales de transporte, y las actividades mineras, aunque por razones diferentes. A la hora de ejecutar las obras de construcción de grandes infraestructuras de transporte se fue comprobando que era necesario incorporar técnica y económicamente las medidas correctoras en los proyectos constructivos para garantizar su realización. Por esta razón habitualmente en las declaraciones de impacto ambiental se incluye un epígrafe de “Definición contractual y financiación de las medidas correctoras”, con texto como el siguiente²⁴⁴: “Todas las medidas protectoras, correctoras y compensatorias comprendidas en el estudio de impacto ambiental y en las condiciones de la presente declaración de impacto ambiental que supongan unidades de obra, figurarán en la memoria y anejos, planos, pliego de prescripciones técnicas y presupuesto del proyecto de construcción. Aquellas medidas que supongan algún tipo de obligación o restricción durante la ejecución de las obras, pero no impliquen un gasto concreto, deberán figurar al menos en la memoria y el pliego de prescripciones técnicas. También se valorarán y proveerán los gastos derivados del Plan de Vigilancia Ambiental”.

Las actividades mineras tienen una problemática técnica y unos horizontes de aplicación de las medidas correctoras y restauración ambiental que suelen ser de varios años. Por este motivo, se han dado ocasiones frecuentes en que llegado el momento no se han realizado las operaciones correctoras ambientales que estaban previstas. Con el fin de evitar estos problemas, se ha introducido en la actividad minera la técnica de avales que permiten garantizar el cumplimiento progresivo de las condiciones de

²⁴³ Resolución 5 febrero 2001, BOE núm 53, 2/3/2001

²⁴⁴ Punto 14 de la Resolución de 5 de febrero de 2001, de la Secretaría General de Medio Ambiente, por la que se formula declaración de impacto ambiental sobre el estudio informativo “Ramal ferroviario del Llobregat” de la Secretaría de Estado de Infraestructuras y Transportes del Ministerio de Fomento. BOE núm. 53, 2/3/2001

restauración ambiental. A pesar de que esa circunstancia de desfase temporal no se da en otros proyectos, sí que se ha verificado que, de forma general, el papel de los avales garantiza eficazmente el cumplimiento de los condicionados ambientales, que de otra manera no encuentra fácil manera de conseguirse. En particular, en el ámbito de Galicia, se destaca el Decreto 455/1996, de 7 de noviembre de 1996 relativo a fianzas en materia ambiental, que da concreción a lo previsto en la Ley 1/1995, de protección ambiental, de Galicia. Los puntos más importantes de este instrumento son: (a) es el órgano competente para el otorgamiento de la autorización, en la que se impongan medidas correctoras, el que podrá exigir la constitución de aval que garantice suficientemente el cumplimiento de éstas y la reparación de los posibles daños y el coste de la restauración; (b) la constitución del aval es condición previa para el ejercicio de la actividad o el inicio de las obras; (c) la cuantía se fija por el órgano sustantivo otorgante a propuesta del órgano ambiental; (d) el aval debe tener cuantía suficiente para responder de posibles daños al medio ambiente, del coste de restauración, y del cumplimiento de las medidas correctoras si no estuviesen avaladas por separado; (e) el aval se constituye por el tiempo que acuerde el órgano otorgante, a propuesta del ambiental, en función de la actividad que se trate; (f) el aval podrá ser modificado una vez pasados dos años y adaptado a la nueva realidad; excepcionalmente podrá modificarse en un plazo inferior; (g) para la cancelación del aval será condición imprescindible el acta de comprobación de la Inspección Ambiental; (h) el órgano sustantivo, por iniciativa propia o a propuesta del ambiental podrá, tras requerimiento por incumplimiento de las obligaciones impuestas proceder a la ejecución de los avales, a fin de ejecutar las actuaciones pertinentes.

Control del programa de seguimiento ambiental

En función de lo expuesto en la declaración de impacto ambiental, en donde el promotor queda obligado a la realización y cumplimiento de un condicionado ambiental, desde ese punto comienza un proceso permanente (aunque con intensidad en general decreciente en el tiempo) que tiene como objetivo el control del cumplimiento del seguimiento ambiental. La modalidad más frecuente es la de implantación de autoevaluación controlada. Esto es, que el promotor periódicamente y con los contenidos previstos en la declaración de impacto ambiental remite al órgano

sustantivo informe sobre los avances y cumplimiento del condicionado ambiental. El sistema de autoevaluación está contrapesado con el estudio, seguimiento e inspección de los temas por parte de la administración ambiental.

3.3 INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA LA EIA

Este apartado desagrega y desarrolla de forma más detallada algunos de los instrumentos más netamente económicos aplicados o aplicables al procedimiento de evaluación de impacto ambiental. Aunque en rigor deben acompañar a los procedimientos definidos en los apartados anteriores sobre metodología, es conveniente recogerlos en un capítulo específico para resaltar su valor y singularidad. Esta aproximación orientada a la metodología de la EIA permite encontrar una serie de respuestas generales a las preguntas: ¿qué aportaciones pueden hacerse desde las disciplinas económicas a la elaboración del estudio de impacto ambiental (EsIA) para que el procedimiento recupere su carácter holístico e integrador del medio ambiente como síntesis del medio biofísico y del medio humano?, ¿qué aportaciones pueden realizarse desde las disciplinas económicas a los contenidos y disposiciones de la declaración de impacto ambiental (DIA) que garanticen la validez de este documento como vector de una política ambiental preventiva?

La respuesta a la primera pregunta abre tres campos posibles de intervención de las disciplinas económicas durante la fase de elaboración del estudio de impacto ambiental: (1) en el proceso de valoración de efectos previsibles en aspectos tradicionalmente económicos del medio humano, para lo que se emplean instrumentos bien conocidos como la valoración de efectos fiscales, o la valoración de efectos de renta y ocupación, entre otros; (2) en el proceso de valoración económica de efectos previsibles sobre el medio humano no económico (social²⁴⁵ y cultural), así como en la valoración —desde la percepción social— de diversos elementos o parámetros del medio biofísico que el enfoque de las ciencias naturales no puede conseguir, como los métodos de valoración contingente, precios hedónicos o coste de viaje, entre otros; (3) en el proceso de integración de todos los efectos valorados en donde la economía, a través de instrumentos renovados como el balance ambiental o ecobalance (a partir de adaptación metodológica del análisis coste-beneficio, en donde se incorpora junto a la valoración sociocultural el valor de cambio como criterio regulador del uso económico

²⁴⁵ La importancia de la valoración social dista de ser accesorio, sobre todo en entornos sociales muy dinámicos, donde el factor de incertidumbre juega un papel determinante, y donde los efectos de microdecisiones pueden resultar a la larga en macroefectos, como ha sucedido en la construcción de una nueva terminal de contenedores cerca del puerto de Antwerp, en Flandes (Marx, 2002);

de la naturaleza (e incorporación de valor de uso) que puede proporcionar un integrador global de impactos. En este apartado intentaremos resumir las respuestas desde las ciencias sociales, y especialmente económicas, a la primera y segunda capacidad que hemos mencionado.

Por su parte, la respuesta a la segunda pregunta puede encontrarse, al menos parcialmente, en instrumentos como los avales y las fianzas ambientales, como veremos en este apartado.

Valoración de impactos socioeconómicos (medio humano)

Ya se ha señalado en la introducción que los procesos de evaluación de impactos están obviando o infravalorando sistemáticamente los impactos socioeconómicos que puede originar un proyecto o actividad. Sabemos que esto es debido a que, en su inicio, la mayor parte de los estudios y procedimientos ambientales han estado realizados y dirigidos por técnicos provenientes de disciplinas de tecnologías y ciencias naturales, siendo muy rara la participación de titulados en ciencias sociales, especialmente economistas. Esto ha conducido a un empobrecimiento de los resultados del método. Para evitar esto en lo posible, se incorporan en este punto algunas técnicas de evaluación de impactos económicos de las que suelen considerarse con mayor frecuencia y que son asequibles en su aplicación para personas formadas en otras disciplinas. Nos centramos en las técnicas de valoración basadas en: (1) efectos fiscales; (2) efectos de renta y ocupación; (3) otros efectos socioeconómicos.

Como se observará, las técnicas incluidas en este apartado permiten identificar cualitativamente e incluso cuantificar diferentes impactos socioeconómicos, ya que están referidos fundamentalmente a variables socioeconómicas (esfuerzo fiscal, renta, producto, etc) ligadas a aspectos tangibles o materiales de las inversiones del proyecto. Las técnicas de valoración de los intangibles de la inversión (por ejemplo, el incremento de bienestar en una población derivado de la mejora de las carreteras y por ello del tiempo medio de llegada en urgencia sanitaria), se tratará en el punto siguiente bajo el epígrafe cuantificación de la percepción social.

Valoración de efectos fiscales derivados de un proyecto

El sentido de estos estudios consiste en identificar y calcular los ingresos previstos para la administración, considerados globalmente como efectos positivos, durante el período de implantación y vida útil del proyecto. Para ello deberían sumarse los importes correspondientes a todos los impuestos que se espera sean recaudados a causa de la ejecución del proyecto: impuesto sobre el valor añadido (IVA), impuesto sobre la renta de las personas físicas (IRPF), impuesto sobre transmisiones patrimoniales, impuesto sobre bienes inmuebles (IBI) impuesto sobre actividades económicas (IAE), y otros impuestos locales (licencias de obra y de actividad, impuestos sobre vehículos de motor, etc). No obstante, en los estudios de impacto ambiental lo más frecuente es estudiar los efectos fiscales del proyecto sobre las haciendas locales cuando el promotor es privado; o calcular el retorno fiscal total cuando la inversión se hace desde el sector público. A efectos de simplificación, nos fijaremos en los efectos fiscales sobre las haciendas locales, que son aquellos que permiten territorializar más razonablemente el efecto positivo –en este caso- de un proyecto.

Fijándonos en la tipología de los impuestos locales, podemos advertir que una parte de ellos son obligatorios en todo el territorio nacional (IBI e IAE), mientras que otros, como el de construcciones son, de acuerdo con la Ley Reguladora de las Haciendas Locales (LRHL), potestativos. De acuerdo con el art. 61 de la LRHL, el valor del impuesto de bienes inmuebles (IBI) deriva del valor catastral de los bienes inmuebles, que está referido al valor del mercado, sin que en caso alguno pueda excederlo. Cuando se fija una inversión sobre un terreno (ej. mediante urbanización y edificación) el incremento debería reflejarse en el catastro, generando un mayor valor catastral. En ausencia de mejor información se calcula este incremento con el 50% del valor de mercado de la urbanización y obra civil que incorpora el proyecto). Además, debe considerarse el cambio de valor del terreno en el caso de que este varíe su calificación urbanística. Ahora, sobre el nuevo valor catastral definido (en caso de realizarse el proyecto) debe aplicarse la tarifa de IBI anual que tenga estipulado el municipio correspondiente (caso de desconocerse o para una estimación puede

utilizarse el valor del 0,85% anual). El límite temporal que se considera habitualmente para urbanización, obra civil y edificaciones es de 15 o 20 años²⁴⁶.

El impuesto de actividades económicas (IAE) tiene, como en el caso anterior, carácter anual. Está afectado por un recargo provincial que recaudan las diputaciones. Como es conocido, no depende de los beneficios que obtengan las actividades económicas, sino de la existencia de la actividad en sí, lo que hace su cálculo notablemente sencillo. El IAE es diferente según se trate de una actividad u otra, aunque un mismo proyecto puede pagar por conceptos diferentes. Por ejemplo, una planta de compostaje y de metanización pagaría un IAE por la actividad de compostaje y otro diferente por la de metanización. Es más, los datos para calcularlos serían distintos.

El impuesto sobre construcciones, instalaciones y obras suele ser el más relevante para la mayoría de las evaluaciones de impacto ambiental, ya que no se paga en todos los municipios. Cuando se aplica el impuesto sobre la construcción, que se paga solo una vez, se calcula sobre el valor estimado de la obra civil y la urbanización (no se tiene en cuenta valor de maquinaria e instalaciones). La tarifa que suele aplicarse es considerable, alrededor del 2,5%. Si el ayuntamiento también recauda sobre la licencia de obras, debe calcularse de modo similar al anterior, aunque en este caso la tarifa suele estar entorno al 1%. Una vez acumulados a lo largo de los años (15 ó 20 en la mayor parte de los casos), los ingresos fiscales de la administración local pueden ser notables. De forma aproximada pueden estimarse en un 5% sobre la inversión inicial, aunque la cifra oscila considerablemente de un proyecto a otro. De esta manera se obtiene el impacto fiscal diferencial que se daría en la administración local si se realizase el proyecto.

Valoración de efectos de renta y ocupación laboral

En la evaluación de impacto ambiental es necesario averiguar, para un territorio dado, cuál es el impacto diferencial en renta y empleo de un determinado proyecto. A igualdad del resto de los factores, es posible que sin un proyecto determinado –dejando el dinero en el conjunto de la economía– resulten más o menos puestos de trabajo y/o renta, que sin el proyecto. Sin embargo, a pesar de ser estos efectos los que los

²⁴⁶ No debe olvidarse la necesidad, a efectos intercomparativos, de transformar mediante fórmula de descuento, los efectos de la inflación futura en la moneda de cuenta.

ciudadanos perciben como más importantes a la hora de ejecutar un proyecto, simplemente suelen mencionarse cualitativamente en la mayoría de los estudios, y sólo muy raramente se cuantifican. Y esto, paradójicamente, teniendo en cuenta que identificar y cuantificar los impactos directos e indirectos de un proyecto sobre la creación de riqueza y de empleo, no es demasiado complejo, si bien depende de la opción metodológica que se emplee. Algunos de los métodos son: (a) multiplicadores regionales, calculados específicamente o elaborados a partir de otros estudios; (b) tablas *input-output*, o método de Leontief; o (c) modelos de regresión macroeconómicos (ej. funciones de producción). El método más sencillo es el primero si se utiliza un multiplicador ya existente. De no disponer de este, debe elaborarse, pudiendo utilizar para ello el método de tablas *input-output*. En cualquier caso, es necesario identificar y cuantificar tanto los impactos directos como los indirectos (también llamados inducidos). El impacto directo incluye tanto las inversiones realizadas como los gastos de operación que se van produciendo durante la vida del proyecto (ej. 10% sobre valor de inversión inicial). En cambio, los impactos indirectos son los que derivan de actividades complementarias pero necesarias para realizar el proyecto. Por ejemplo, en el caso de construcción de una carretera serán efectos indirectos: incremento de producción de maquinaria y de energía, aumento de la actividad de bares y restaurantes, etc. Son impactos que no forman parte de la inversión del proyecto pero que se derivan como consecuencia de la misma. Las tablas *input-output* se utilizan precisamente para calcular estos llamados efectos indirectos o inducidos. Una tabla *input-output*²⁴⁷ viene a detallar el funcionamiento por sectores y resumir la economía de un territorio para un período determinado. Las tablas *input-output* pueden considerarse en tres partes: matriz de transacciones intermedias, matriz de demanda final y matriz de oferta final (rentas e importaciones). La tabla debe contener el mismo valor de oferta que de demanda. En la parte de transacciones intermedias se recoge el valor económico que los distintos sectores (agrario, industrial, etc) compran y venden entre ellos durante un año para producir y poner en el mercado el bien o servicio para su consumo final. La demanda total interna incluye conceptos como el consumo y la inversión privados y públicos; por tanto, son los aumentos en esta magnitud los que provocan un impacto ambiental. El incremento de la inversión en la economía provocará que la demanda

²⁴⁷ La tabla *input-output* básica para los países europeos, establecida en 1995, divide la economía en 25 sectores. La tabla de un solo municipio suele contener muy pocos sectores, a menudo menos de cinco.

total (X) aumente más que la propia inversión, y lo mismo sucederá con la inversión. Precisamente este aumento es el impacto que se trata de calcular. Formalmente, se trata de calcular la diferencia entre la nueva X y la X original, en donde la nueva X se calcula de acuerdo con la fórmula: $X = [I - A]^{-1} Y$, donde I es la matriz de identidad, A es la matriz de coeficientes técnicos; y la matriz $I-A$ se conoce como matriz tecnológica o de Leontief. Como ejemplo de aplicación práctica del método de Leontief, se muestran los resultados de valoración de efectos indirectos en euros por cada 100 euros de inversión y euros invertidos por puesto de trabajo-año²⁴⁸ creado, para Cataluña y en diversas actividades (tabla 3.5 adjunta).

Actividad	Método Leontief	
	Efecto indirecto por cada 100 euros de inversión	Euros invertidos por puesto de trabajo creado
Infraestructuras: carreteras, puertos y aeropuertos	40,28	37.768
Infraestructura ferroviaria	41,14	40.628
Red eléctrica	41,74	38.985
Telecomunicaciones	46,24	42.509
Conjunto de la economía	40,14	42.536

Tabla 3.5. Valoración de efectos indirectos para diversas actividades (Riera, 2000)

Valoración basada en la percepción social (medio biofísico y medio humano)

Desde la economía se han desarrollado varios instrumentos que permiten medir, en unidades monetarias, el cambio que puede provocar un impacto ambiental en el bienestar de las personas. En España se han aplicado a un gran número de estudios de impacto ambiental. Los principales métodos, que veremos más adelante, son: (1) valoración contingente; (2) método de los precios hedónicos; (3) método de coste de viaje. El primero de los métodos simula un mercado, mientras que los dos últimos se basan en mercados reales.

Así, la investigación económica ha permitido disponer de diversas técnicas de valoración que pueden emplearse para cuantificar los conceptos de valor. El concepto básico de valoración económica que subyace en todas estas técnicas es la disposición a pagar (DAP) de los individuos por un servicio o recurso ambiental. La disposición a

²⁴⁸ Se emplea la denominación **puestos de trabajo-año** y no de puestos de trabajo/año, ya que los primeros se refieren a puestos de trabajo de un año de duración, mientras que los segundos se interpretan como permanentes (para cada año)

pagar en sí misma está basada en el área bajo la curva de demanda, como se ilustra de forma simplificada en la figura 3.2 adjunta.

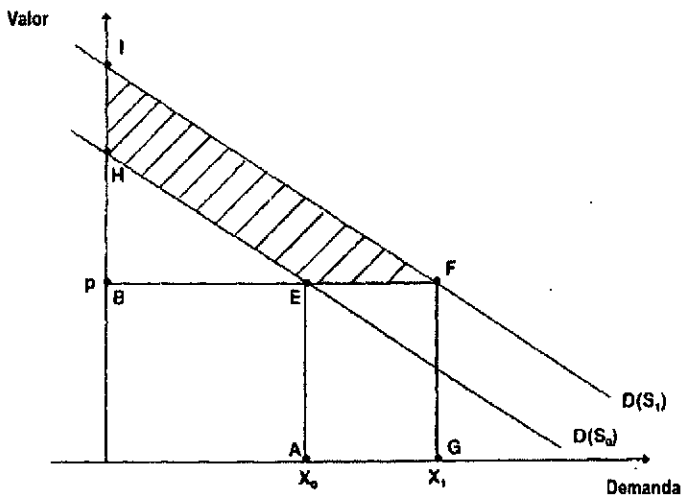


Fig. 3.2 Incremento del beneficio debido a la mejora de la calidad de un bien ambiental (Munasinghe, 1993)

En la figura 3.2, la curva de $D(S_0)$ indica la demanda para un recurso ambiental en un momento considerado y con una calidad dada, mientras que la curva de demanda $D(S_1)$ indica la demanda incrementada que se produce, como respuesta normal, cuando se mejora la calidad del bien o servicio ambiental. De esta forma, la mejora de la calidad resulta en un incremento del valor del recurso ambiental, representado por el área EFHI sombreada. Otra forma básica de valoración relacionada con la DAP es la disposición a aceptar (DAA) en forma de compensación por un daño ambiental. De acuerdo con Munasinghe (1993), los métodos de valoración pueden categorizarse relacionándose, por una parte, con el tipo de mercado con que están relacionados, y por otra parte, la forma en que consideran el comportamiento actual o potencial de los agentes económicos.

	Mercado convencional	Mercado implícito	Mercado construido
Basados en comportamiento actual	Efectos en la producción Efectos en la salud Costes defensivos Costes preventivos	Coste de viaje Diferencias salariales Valores de la propiedad Proxy a bienes de mercado (Proxy Marketed Goods)	Mercado artificial
Basados en comportamiento potencial	Coste de reemplazamiento Proyecto sombra		Valoración contingente Otros

Tabla 3.6. Taxonomía de técnicas de valoración relevantes (Munasinghe, 1993)

Método de valoración contingente

La base del método de valoración contingente consiste en simular un mercado específico sobre un comportamiento potencial. La simulación se realiza mediante un cuestionario que se aplica a una muestra representativa de la población. Este cuestionario reproduce de forma simplificada las condiciones de mercado: lo que se ofrece, cómo se paga, cuánto se obtiene, de forma que todas las personas sepan qué es lo que compran. En el cuestionario se ofrece también una cantidad determinada de aumento del impacto y un precio consecuente del precio de pago. La persona entrevistada puede entonces aceptar o rechazar la oferta al precio marcado, quedando así simulados los elementos del mercado: el bien, la oferta (que plantea el entrevistador) y la demanda (respuesta del entrevistado). A la hora de emplear este método debe tenerse presente que un ejercicio de este tipo está sujeto a muchos sesgos potenciales. Uno de los sesgos más habituales es el derivado de la falta de neutralidad. Con frecuencia se utilizan palabras y expresiones que denotan cierta simpatía o antipatía hacia una postura determinada, por ejemplo, ambientalista. El mensaje de estas indicaciones es que la realización y explotación de las encuestas debe hacerse por equipos bien especializados. Desde su origen hacia los años sesenta este método se centró en reducir muchos de los sesgos potenciales, al tiempo que ha ido ganando popularidad, calculando que hasta el momento se habrán realizado unas cinco mil aplicaciones en todo el mundo. Los bienes que se han valorado más veces por este método en España, de forma general, y en Cataluña, de forma particular, son espacios naturales, aunque también se han realizado simulaciones de mercado muy interesantes sobre: contaminación acústica, contaminación atmosférica, tratamiento de residuos, erosión, captación de CO₂, biodiversidad, efectos sobre la salud de las personas, ahorro de tiempo, patrimonio cultural, proyectos urbanísticos, carreteras, aeropuertos y otros.

Método de los precios hedónicos

Este método se basa en mercados reales de bienes que tienen múltiples características o componentes. Se trata de obtener el precio final como una agregación de los precios de los distintos componentes. Por ejemplo, en el mercado de automóviles, los vehículos pueden tener diversos sistemas de control de las emisiones gaseosas (catalizadores) y

equipamientos de seguridad. Son equipamientos que encarecen el coche pero que disminuyen las emisiones contaminantes o el riesgo y la gravedad de los accidentes. Así, con la observación de lo que la gente está dispuesta a pagar más o menos y tener más o menos conducción ecológica o seguridad, se llega a valorar el aumento o disminución en las características señaladas como ejemplo.

La forma de cálculo habitual consiste en análisis de regresión a partir de un conjunto numeroso de datos, con el objetivo de ir determinando en qué medida cada elemento aporta una parte del precio final. No obstante, si por cualquier razón no fuera posible hacer un análisis de regresión, pueden tenerse en cuenta otros procedimientos que aproximen la misma medida. La idea es que se pueda atribuir la diferencia de precios a la característica que se quiere valorar.

Método de coste de viaje

Este método se basa en un mercado real, aunque indirecto (implícito, de acuerdo con la taxonomía expuesta), el del transporte, para determinar el valor de un bien ambiental. Este requiere una característica particular, que para disfrutarlo es necesario que las personas deban desplazarse. Se supone, por ejemplo, que si las personas visitan un parque natural es porque el valor esperado, o el beneficio que obtienen de él, es por lo menos del coste en el que incurren. Se supone que cuanto más costoso sea el desplazamiento, menos personas se desplazarán a él, así puede dividirse el territorio en zonas concéntricas alrededor del parque, equidistantes en coste las unas a las otras. Se puede estimar así una función de demanda entre precios y cantidades. Teniendo en cuenta, mediante encuesta, el número de habitantes procedentes de cada isolínea de coste, puede obtenerse el total del beneficio neto medio y estimar el valor recreativo total del parque. Actualizando las rentas futuras del parque de año en año se obtendría una estimación del valor patrimonial del parque.

La valoración económica de los recursos naturales y, en particular, de la vida silvestre, está siendo criticada con frecuencia por investigadores de la ecología y por colectivos naturalistas y ecologistas. Hay una cierta aversión a asignar un valor económico a las especies o poblaciones animales. En nuestra opinión, la valoración económica de las poblaciones animales puede ayudar a determinar más que el valor de cambio (que no parece fuera, en general, el objeto perseguido al realizar estas

valoraciones) la importancia de un recurso natural o una población animal. Como ejemplo, tenemos los estudios realizados por Brown & Henry (1989) sobre el valor de contemplar a los elefantes en los safaris en Kenya. Obviamente, no se trataba de determinar el valor de los propios elefantes, sino el significado –en términos económicos- que tenía para los turistas el hecho de poder observar en sus visitas a los elefantes. Siguiendo dos técnicas de valoración, el método de coste de viaje y la disposición a pagar, se obtuvieron unas cifras convergentes, que establecían en unos 25 millones de dólares el valor anual de las visitas a los elefantes.

Como se ha expuesto, las técnicas económicas de valoración pueden tener un razonable encaje en los instrumentos de evaluación ambiental, pero este encaje depende de la disponibilidad de precios de mercado (especialmente directo) disponibles para realizar esa valoración económica de los impactos ambientales. En la tabla 3.7 adjunta se ofrece una descriptiva de la facilidad para valorar económicamente los impactos ambientales según la localización del impacto, el tiempo de referencia que consideremos, y la disponibilidad de precios de mercado.

		Disponibilidad de precios de mercado directos para valorar impactos	
Localización del impacto	Tiempo del impacto	Si	No
En el lugar (<i>in situ</i>)	Corto plazo	Bastante fácil de valorar	Algunas veces posible de valorar
	Largo plazo	Muy posible de valorar	Posible de valorar en casos especiales
Fuera del lugar	Corto plazo	A menudo posible de valorar	Difícil de valorar
	Largo plazo	Algunas veces posible de valorar	Rara vez posible de valorar

Tabla 3.7. Facilidad para valorar económicamente impactos ambientales
(*in* Munasinghe, 1993; adaptado de Hamilton, Dixon & Miller, 1989)

Fianzas ambientales: origen y campos de aplicación

Si bien la experiencia ha demostrado que la técnica de evaluación de impacto ambiental –aún con su deriva conceptual y metodológica- es un instrumento relativamente útil en las políticas ambientales preventivas, también es cierto que su materialización a través de las declaraciones de impacto ambiental (DIAs) –como fase segunda y final del

procedimiento de EIA- ha venido careciendo de la fuerza necesaria para su cumplimiento, especialmente en el caso de proyectos de promoción privado y de largo plazo de ejecución. Así se han perdido muchos esfuerzos. En esta situación diversas administraciones ambientales (ej. administración valenciana a través de la Ley 2/1989, o la administración de Galicia a partir de la Ley 1/95 de Protección Ambiental de Galicia) han ido considerando el interés que tiene incluir ciertos instrumentos económicos como los avales o fianzas ambientales, para garantizar el cumplimiento de las medidas correctoras a que hubiera lugar. Esta importante decisión entronca con la necesidad de disponer de criterios solventes y objetivos de valoración económica que permitan justificar y calcular las fianzas²⁴⁹, junto a otras figuras.

Asimismo, se observa el interés por completar la figura de avales ambientales con seguros de responsabilidad civil, ya que las fianzas responden de la ejecución ordinaria prevista, pero no de los accidentes, incidentes u otras situaciones extraordinarias de las que puedan derivarse efectos perniciosos sobre la salud pública o los ecosistemas. La contratación de seguros para responder de problemas generados en accidentes o situaciones extraordinarias²⁵⁰ tiene en estos momentos una importancia clave en países como Estados Unidos; hasta tal punto que se está originando una subdisciplina dentro de la EIA destinada a la evaluación de impactos en situaciones extraordinarias.

²⁴⁹ La fijación de las fianzas ambientales, a pesar de su importancia clave, dista de estar resuelta. Los criterios habituales vienen equiparando la fianza con el coste de restauración (en el mejor de los casos) o con un porcentaje sobre el importe total del proyecto (en la mayor parte de los casos). Pero de su análisis se observa que si la fianza tiene como función responder en caso de falta de aplicación de las medidas correctoras, está infravalorando el coste de restauración, ya que a éste puede convenir sumarle parte del equivalente de reposición en el caso de desarrollo incorrecto del proyecto.

²⁵⁰ Los acontecimientos extraordinarios, de carácter catastrófico y de origen natural, han supuesto entre 1987 y 1999 en Estados Unidos unas pérdidas aseguradas de 71.250.000 millones de US\$.

3.4 TENDENCIAS Y CAMBIOS DE LA EIA

De acuerdo con lo expuesto en la propuesta evolutiva de la evaluación ambiental, las bases conceptuales de la NEPA, de gran fuerza y simplicidad en su origen, han ido sufriendo diversas modificaciones resultado tanto de su propia evolución como debido a la particularización técnica, normativa y procedimental que ha ido experimentando a lo largo de más de tres décadas de existencia. Un fenómeno que se produce a partir de lo que podemos denominar deriva metodológica de la evaluación de impacto ambiental y que tiene unas dimensiones e implicaciones muy diferentes de un país o zona de influencia a otra: a) países desarrollados de tradición en economía de mercado (escuela norteamericana y escuela europea); b) países en desarrollo mediante transición de economía planificada a economía de mercado; c) países en desarrollo o países menos desarrollados (excepto ámbitos anteriores). Hasta tal punto tiene implicaciones este fenómeno de deriva metodológica, que la relación de cada conjunto de países con esta metodología muestra hoy en día, como podemos observar, un perfil muy singular.

Así, dentro del grupo de países desarrollados de tradición con economía de mercado, en donde distinguimos la escuela norteamericana, vemos que un instrumento vivo como la EIA es objeto de reflexión y adaptación permanente. En Estados Unidos —cuna del procedimiento NEPA o de EIA—, no obstante la dilatada experiencia en su aplicación, pueden destacarse actualmente diversas líneas de investigación de carácter crítico con el procedimiento que se sigue, incidiendo en aspectos como: la necesidad de profundizar en el tratamiento de las alternativas²⁵¹ en la EIA (Steinemann, 2001); la necesidad de considerar suficientemente los impactos sobre la salud²⁵² (Steinemann, 2000); la conveniencia de valorar más los recursos culturales (King, 2002); o la importancia de mejorar la preparación de los informes de evaluación desde las agencias federales sectoriales (Tzoumis & Finegold, 2000). Otros investigadores señalan también la necesidad e importancia de profundizar en el carácter integral de los

²⁵¹ Se destaca este apartado porque el procedimiento de EIA tiene cuatro bases fundamentales: (1) el planteamiento holístico o integrador de las ciencias sociales; (2) la solvencia técnica; (3) el análisis de alternativas; y (4) la participación pública. Steinemann (2001) plantea importantes problemas en este apartado en Estados Unidos (generación de alternativas ad hoc, desconsideración de alternativas viables, etc) que ponen en cuestión los resultados y aplicabilidad de las EIA.

²⁵² Steinemann (2000) señala que de 42 estudios de impacto ambiental realizados en EEUU estudiados, más de la mitad ni siquiera contienen una mención al problema del potencial impacto sobre la salud

sistemas²⁵³: “los ecólogos y los economistas están cada vez más de acuerdo en que los sistemas ecológicos están vinculados y deben analizarse como un sistema único” (Batabyal, 2000). En Canadá se está reconsiderando la ley de evaluación de impacto ambiental a fin de negociar la inclusión de las aspiraciones de las comunidades aborígenes en el procedimiento de EIA en orden a procurar mecanismos de sostenibilidad (Paci *et al*, 2002).

Por otra parte, la escuela europea²⁵⁴ de EIA también desarrolla activas investigaciones en relación con estos instrumentos de política ambiental preventiva. Se caracterizan por tener una orientación temática similar a las que se desarrollan en el ámbito norteamericano. Pueden destacarse algunas de las más significativas²⁵⁵. Así, en Holanda las cuestiones más recientes versan sobre aspectos como la inclusión o no del Análisis del ciclo de vida²⁵⁶ (ACV) como metodología en el ámbito de la evaluación de impacto ambiental, determinando que dado que precisamente el ACV aporta a la EIA un enfoque más sistémico, posibilita un análisis temporal que permite contabilizar todos los efectos potenciales relevantes (Tukker, 2000). En Italia algunas de las preocupaciones sobre la metodología de las EIAs se centran en el análisis de la participación pública, singularmente en la conveniencia de mejorar su eficacia durante el procedimiento (Del Furia & Wallace-Jones, 2000). Por su parte, las investigaciones actuales en Gran Bretaña sobre el impacto de las aguas ácidas de mina –una de las formas más severas de contaminación del medio hídrico en este país- vienen a incidir en la escasa consideración que se da a sus efectos socioeconómicos en las EIA (Jarvis & Younger, 2000).

En Europa central y oriental, como países en transición de una economía planificada –sin tradición en el procedimiento de EIA- a una economía de mercado, durante los años 90 se ha producido una explosión normativa y de aplicación, afectando a 27 países. Los diferentes procesos de transición política y económica están

²⁵³ Estas consideraciones se vinculan con el auge en los últimos años de una nueva perspectiva económica del desarrollo, como es la economía ecológica, que define las bases conceptuales de la sostenibilidad.

²⁵⁴ Como se ha expuesto más arriba, distinguimos la “escuela europea” de la americana, por cuanto en la primera la práctica de la EIA tiene desde su origen una dimensión doble derivada de la participación del agente promotor (quien elabora y presenta el estudio de impacto ambiental) de la administración ambiental (quien tramita el estudio de impacto dentro del proceso de evaluación ambiental y cierra todo ello con la emisión de la declaración de impacto ambiental). En la escuela americana todo el proceso es desarrollado por la administración ambiental y sectoriales competentes para la aprobación del proyecto.

²⁵⁵ Dado el número de países que pertenecen al ámbito europeo de la EIA se ha optado por seleccionar un pequeño grupo representativo, no obstante el comportamiento de los mismos sería –básicamente- indicativo del resto de la UE.

²⁵⁶ *Life Cycle Assessment* (LCA), o Análisis del ciclo de vida (ACV) se considera como una metodología auxiliar de las disciplinas ambientales, con un amplio grado de aplicabilidad en el procedimiento de Evaluación de impacto ambiental. No obstante, su grado de aplicación en España es aún sensiblemente reducido.

teniendo una influencia significativa en la evolución y variaciones regionales del proceso de evaluación ambiental. Cherp (2001) destaca la necesidad de que la particularización metodológica de la EIA en este ámbito geográfico tenga en cuenta las singularidades de unas sociedades transicionales y de sus contextos sociales específicos.

En el ámbito del resto de los países en desarrollo o menos desarrollados se están planteando diversas cuestiones, que van desde quejas razonables sobre la capacidad de aplicación de las técnicas de EIA a sus ámbitos como en: Bangladesh²⁵⁷ (Momtaz, 2002), Tailandia²⁵⁸ (Thanh & Lefevre, 2000), o Colombia²⁵⁹ (Sánchez-Triana & Ortolano, 2001); bien sobre la necesidad de cambios o adaptaciones del procedimiento en: Méjico (Ortega-Rubio *et al.*, 2001), Brasil (Glasson & Salvador, 2000), Chile (De la Maza, 2001), Sri Lanka (Zubair, 2001), Ghana (Appiah-Opoku, 2001), o Líbano (El-Fadel *et al.*, 2000); e incluso sobre los errores a que conduce necesariamente la falta de un acercamiento holístico en la EIA, como en el caso de la Central térmica de Calaca, Filipinas (Fujikura & Nakayama, 2001), o el caso del desarrollo turístico de Molas, Indonesia, en donde la evaluación ambiental no ha conseguido anticipar soluciones a importantes problemas socioeconómicos: especulación del suelo, desplazamiento de la población, construcciones clandestinas, marginación de las comunidades locales y pérdida de los valores tradicionales y culturales; surgidos en fase temprana y que ponen en riesgo hasta las condiciones y viabilidad de partida del proyecto (Walker *et al.*, 2000).

Sin embargo, los investigadores de otros países en desarrollo trabajan en direcciones metodológicas que pueden tener cierto interés pero están superadas por necesidades más imperiosas. Así, Instituto Nacional de Investigación de Ingeniería Ambiental (NEERI) de la India trabaja activamente en la revisión de técnicas como BEES (*Battelle environmental evaluation system*) y ISM (*Importance scale matrix*) (Goyal & Deshpande, 2001).

²⁵⁷ La problemática de la debilidad de la EIA en Bangladesh tiene un carácter paradigmático. Si bien ya en 1992 se incorporaron documentos técnicos (*guidelines*) de EIA para el desarrollo del sector hidráulico, llama poderosamente la atención de que en este país se haya detectado actualmente y se esté dando uno de los problemas más graves en todo el mundo de contaminación de las aguas subterráneas (utilizadas para abastecimiento y regadío), que puede afectar en estos momentos a cerca de 10 millones de personas. Debe destacarse que el origen de los contaminantes es natural, aunque estos según parece, no fueron nunca considerados en los estudios de aprovechamiento de los recursos hídricos.

²⁵⁸ El caso tailandés incide en la elección de la tecnología y, sobre todo, en la ubicación de instalaciones de producción eléctrica respecto a asentamientos urbanos populosos, debido al potencial impacto sobre la salud humana del SO₂ y de las PM₁₀.

²⁵⁹ El caso de Colombia introduce reflexiones muy interesantes sobre la problemática de adaptación de unos procedimientos y técnicas no suficientemente interiorizados por la sociedad a través de las técnicas (sic) "*learning by imitating*" y "*learning by doing*" (Sánchez-Triana & Ortolano, 2001)

A partir de lo expuesto queda clara la necesidad de revisar la aplicación concreta (descontando la deriva) para recuperar el planteamiento holístico en los EIA. Esto, como veremos, exige renovadas aportaciones desde las ciencias sociales, y muy especialmente de las ciencias económicas, tal y como ponen de manifiesto diversos científicos (Batabyal, 2000; Jarvis & Younger, 2000) que investigan desde el ámbito geográfico –metodológicamente más avanzado- de Norteamérica y Europa Occidental, razón por la que sus criterios pueden considerarse como precursores.

Tendencias y propuestas de cambio en la EIA en España

La evaluación de impacto ambiental en España tiene a sus espaldas un recorrido de casi veinte años de práctica continuada, un tiempo durante el que estimamos²⁶⁰ que se han realizado del orden de 10.000 evaluaciones de impacto ambiental. Esta práctica da lugar a una experiencia acerca de cómo se han hecho, de cómo se están haciendo, y de cómo podrían hacerse las cosas en relación con la evaluación de impacto ambiental.

En el capítulo de evaluación ambiental hemos tenido en cuenta, en diversos apartados, las tendencias y las exigencias que surgen respecto a los instrumentos –considerados de forma genérica- de la evaluación ambiental, tanto en el ámbito norteamericano como europeo. En este apartado buscamos centrarnos más en la reflexión propia en España, desde los autores y agentes de evaluación de impacto ambiental, acerca de las necesidades futuras de la EIA. Este apartado tiene, sin duda, una estrecha relación con el que hemos elaborado sobre la “práctica de la EIA en España”, porque en éste diversos autores plantean los aciertos y los errores de la práctica de EIA. En este sentido, es bastante claro, que las críticas por las carencias o defectos de la práctica de EIA marcan una necesaria tendencia de cambio. Pero más allá de esta valoración, en el presente apartado hemos preferido recoger, y analizar en la medida necesaria, los retos y necesidades que los autores más centrados en la práctica de EIA en nuestro país, señalan como necesaria para el futuro. Hay que hacer un último apunte a este respecto, y es que el específico papel de la EIA y el escenario de desarrollo sostenible tiene su apartado –posterior a este mismo- específico. En

²⁶⁰ A partir de los datos de Hernández & Hernández (2000) se establecen un total de 3.701 declaraciones de impacto ambiental hasta 1997, inclusive. Los valores anuales del período 1995-97 están en el rango 600-700, aproximadamente. Calculando estas cifras anuales con un incremento en tasa anual del 5% de DIAs resultaría hasta el año 2005 una cifra del orden de las 10.000.

cualquier caso, debemos anticipar que son pocos los autores que cuando analizan el papel y necesidades futuras de la EIA están explicitando la conveniencia de vincular este instrumento al escenario metodológico del desarrollo sostenible. Entre los autores que, en los trabajos de referencia, tratan de una manera explícita el futuro de la EIA nos centraremos en la aportaciones de Pardo (2002) y Arce (2002).

Las propuestas de futuro que plantea Pardo (2002) sobre la evaluación de impacto ambiental, a través de mejoras en la legislación y en la práctica investigadora, son cinco: (1) cambio de actitud de los promotores de los proyectos hacia la evaluación de impacto ambiental; (2) ampliación de la participación pública; (3) centrar la atención en los impactos acumulativos; (4) ampliar la evaluación de impacto ambiental a políticas, planes y programas; y (5) integración de las políticas ambientales. La primera de estas propuestas, relativa al cambio de actitud de los promotores, sugiere la necesidad de un cambio cultural, de forma que los diferentes promotores incorporen progresivamente un modelo orientado “hacia una actitud proactiva, de colaboración, de apertura hacia una nueva cultura empresarial respetuosa con el medio ambiente” (Pardo, 2002). La segunda de las propuestas que realiza esta autora muestra su preocupación por la participación pública y, en particular, por la necesidad de consenso social, más allá incluso del valor de las técnicas más sofisticadas. Así, expone: “hoy, sin que por ello se descalifiquen las posibles mejores técnicas, se sabe que la valoración es un concepto más amplio, y que, en cualquier caso, la valoración de las incertidumbres hacia el futuro, como es el caso corriente de la evaluación de impacto ambiental, exige un cierto consenso social” (Pardo, 2002). Para remarcar la importancia de la participación social la autora plantea tres niveles secuenciales de participación: nivel de viabilidad; nivel de estudio de alternativas de localización o a la totalidad del proyecto; y nivel de desarrollo del proyecto. La tercera de las propuestas para mejorar la práctica y resultados de la EIA que presenta esta autora resalta la importancia de centrar más la atención en los impactos acumulativos. Una cuestión que plantea como respuesta a lo que entiende como “inadecuación estructural de la perspectiva tradicional y el excesivo localismo de algunas de las interpretaciones de la EIA” (Pardo, 2002). En esta dirección, la evaluación de impactos acumulativos define un enfoque hacia una perspectiva más compleja en la que se tiene en cuenta la interconexión de los elementos biofísicos y sociales que conforman el medio ambiente, así como de las relaciones

interdependientes que configuran un ecosistema. La cuarta de las propuestas que realiza la autora incide en la necesidad de ampliar la evaluación de impacto ambiental a las políticas, planes y programas. Una necesidad que es clara y que no desarrollamos más en este apartado por cuanto, como hemos dicho, significa un cambio de dominio de los instrumentos de evaluación ambiental, en donde se pasa del dominio propio que estamos analizando –según la premisa explicitada de que restringimos el término EIA a la evaluación de proyectos- al dominio diferenciado de la evaluación ambiental estratégica. En último lugar destacamos la propuesta de futuro para la EIA que hace Pardo Buendía, en donde reclama que el futuro de la EIA esté marcado por un proceso de integración de los instrumentos de evaluación ambiental en las políticas ambientales. Una propuesta que realiza a través de una afirmación que no puede ser más que compartida: “el desarrollo sostenible sólo puede alcanzarse integrando la cuestión medioambiental en los análisis y decisiones económicas a todos los niveles.” (Pardo, 2002).

Por su parte, Arce (2002) plantea un conjunto de medidas que, en su opinión, deberían impulsarse en el futuro inmediato de la evaluación de impacto ambiental. Una de las más importantes, aunque solamente formulada en el texto de referencia, es la creación de un Sistema Integral de Gestión Ambiental de proyectos²⁶¹, donde “en toda la cascada de decisiones que se adoptan sobre un proyecto, se integraran de manera continua las decisiones ambientales”. La autora propone esta solución ante la necesidad de que se separen dos fases en la evaluación de proyectos: una en que se evalúan las diferentes alternativas de localización del proyecto y otra en que se evalúen las acciones concretas del proyecto. La autora considera que este sistema de gestión podría vincularse a la modernización del proceso administrativo del procedimiento, y que este sistema podría completarse también con “la creación de un Sistema Integral de Gestión de la Vigilancia Ambiental (SIGA), a nivel nacional, donde se recojan los resultados de los seguimientos de los proyectos sometidos al proceso de EIA, que puedan ser explotados para su uso en posteriores Estudios”. La autora propone también la creación de un mecanismo que mejore la integración de la participación pública en el proceso de EIA, teniendo en cuenta que el uso de las nuevas tecnologías puede facilitar

²⁶¹ En nuestra opinión, y aún cuando –como se expone y propone en esta tesis- nos parece adecuado disponer de un sistema de gestión del conjunto de los instrumentos de evaluación ambiental, la propuesta de la autora de un sistema integral de gestión ambiental de proyectos parece excesiva para resolver el problema concreto de evaluación gradual del proceso de definición espacial de los proyectos, una problemática que ni siquiera afecta a todos los proyectos.

esa tarea. Otra de las creaciones que propone Arce Ruiz son comités específicos para llegar a consensos sobre proyectos conflictivos, “evitando que se tome la decisión, en último extremo, por razones políticas, y que haya grupos que se hagan escuchar más que otros”²⁶². Además de las propuestas de creación, Arce propone una serie de prácticas destinadas a mejorar la EIA, como son: realizar análisis sistemáticos, asociados o no a los programas de vigilancia ambiental, sobre la eficacia de las medidas correctoras aplicadas; establecer una cierta normalización²⁶³ o al menos una serie de criterios básicos sobre contenidos y calidad de los estudios de impacto ambiental; regular mínimamente los criterios ambientales que deben incorporar los proyectos para obtener una declaración de impacto ambiental positiva, de forma que se reduzca la incertidumbre de los promotores. Por otra parte, la autora plantea la conveniencia de la potenciación de distintos aspectos desde el punto de vista metodológico: potenciar la elaboración de metodologías, especialmente fomentando el uso de los nuevos instrumentos y tecnologías; potenciar el debate científico y social sobre posibles medidas compensatorias²⁶⁴ utilizables en proyectos futuros; y potenciar el debate científico sobre los criterios de evaluación de impactos y sobre los umbrales admisibles de los impactos. Por último, y en una dimensión que va más allá de la práctica de EIA de proyectos, Arce Ruiz propone “ampliar el procedimiento a los Planes y los programas, haciéndolo con tiempo, consensuando el procedimiento al que obliga la transposición de la Directiva, planteando criterios y metodologías básicos para su aplicación”.

Además de las tendencias y propuestas de cambio mencionadas, debe señalarse que se acaban de incorporar varias modificaciones normativas de la EIA española aprovechando la nueva ley sobre evaluación ambiental estratégica. En este texto se corrige una deficiencia en relación con los proyectos de urbanización en suelo

²⁶² Esta propuesta es, en nuestra opinión, contraria al papel principal y nodular de la administración ambiental en el proceso de EIA, y además supondría una derivación y sustracción de la responsabilidad del decisor político –dentro del proceso de toma de decisiones– a favor de un órgano cuya legitimidad democrática y representatividad no estaría suficientemente acreditada en todos los casos, razón por la que esta figura no podría garantizar el cumplimiento del papel que le asigna la autora.

²⁶³ Arce (2002) señala que AENOR cuenta ya con grupos de trabajo para la realización de normas específicas.

²⁶⁴ La autora señala que “las medidas compensatorias ofrecen una perspectiva interesante, escasamente explorada, pero que puede contribuir a que el balance global de una actuación no sea tan negativo como lo es a veces. (...) Una opción que se vislumbra adecuada para conseguir un mejor entendimiento del “coste ambiental” que supone la pérdida de elementos ambientales concretos, es ir traduciendo los elementos ambientales a términos económicos. Es curioso, porque aún a los que le repugna traducir algunas cosas a términos económicos, tarde o temprano acaban por darse cuenta de que ése es un lenguaje que todo el mundo entiende” (Arce, 2002)

urbano²⁶⁵ e introduce diversos aspectos cuyo objetivo principal es dotar de mayor eficiencia y celeridad para la resolución de los expedientes que deben ser evaluados. Para ello se completa la regulación sobre los contenidos de los documentos de la EIA, se reajustan los plazos de los trámites de consultas, se fija en dos años el plazo para que el promotor de un proyecto realice la información pública correspondiente, y se plantea la caducidad de la declaración de impacto ambiental formulada por el Ministerio de Medio Ambiente para el caso de que en cinco años el promotor de la actividad no hubiera iniciado su ejecución.

Tendencias y retos de la EIA ante el escenario de desarrollo sostenible

Más allá de las aportaciones posibles y necesarias de las disciplinas económicas al procedimiento concreto de EIA en sus dos fases, y teniendo presente el éxito —parcial, pero éxito— de la evaluación de impacto ambiental como instrumento para la política ambiental preventiva; y teniendo en cuenta la orientación general de las políticas económicas y ambientales hacia la sostenibilidad, que recupera la integración de los factores socioeconómicos, socioculturales y ambientales (en el sentido de medio biofísico), se abre la búsqueda de una vía de adaptación de la metodología de la evaluación de impacto ambiental a la sostenibilidad —como enfoque complementario de la disciplina económica del desarrollo—. Pero, en esta situación ¿la evaluación de impacto ambiental (EIA) es un instrumento adecuado y suficiente para el desarrollo sostenible?

Hay un cierto consenso sobre el hecho de que la evaluación de impacto ambiental, tal y como se practica actualmente, es un instrumento insuficiente para los requerimientos actuales de las políticas ambientales preventivas, que son, como hemos visto, la integralidad y la sostenibilidad. Las limitaciones de integralidad por parte de la EIA las encontramos en dos vertientes. Por una parte en el concepto de medio ambiente, que gravita predominantemente hacia el medio biofísico; y por otra parte en el nivel de acción de la EIA, cuya práctica y normativa (en la escuela europea) lo ha limitado básicamente al nivel de proyecto. En apoyo de la primera deficiencia (las limitaciones del concepto de medio ambiente) y de acuerdo con Hacking (2004),

²⁶⁵ Motivada por no haber transpuesto adecuadamente la Directiva Comunitaria de 1997 en la Ley 6/2001, e instada la modificación por sentencia del Tribunal de Luxemburgo.

algunos autores mantienen que la vía más pragmática para orientar la EIA hacia las propuestas de sostenibilidad es la de extender el concepto de medio ambiente hasta el concepto amplio de medio ambiente (que coincide con la triple expresión del desarrollo sostenible en cuanto a los factores económicos, sociales y ambientales), una propuesta que los autores basan en el hecho de que es la técnica de evaluación más satisfactoriamente establecida y apoyada por legislación y marco institucional en muchos países (Bisset, 1996; Slootweg *et al.*, 2001). Por el contrario hay todavía muchos países en donde el término “medio ambiente” se aplica de forma estrecha (referido al medio biofísico) tanto en la legislación como en la práctica, y donde otros impactos como los sociales no son tenidos en cuenta o sólo lo son de forma marginal (Bisset, 1996; Burdge, 2003).

En referencia con la segunda dimensión de la integralidad, la que se refiere a la capacidad para abordar desde la EIA todos los fases de la ejecución del ciclo político (políticas, planes-programas y proyectos) podemos destacar que hasta mediados de los años noventa, la evaluación de impacto ambiental seguía considerándose en prestigiosos ámbitos científicos u operativos, como el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), como un instrumento capaz de dar soporte efectivo y relevante a los procesos de evaluación de los niveles de políticas, programas y proyectos (Bisset, 1996). No obstante, el uso de este instrumento y, como hemos dicho, la normativización en la escuela europea a través de las sucesivas directivas, ha venido limitando el uso de la EIA al nivel de proyectos. En esta situación, si bien autores como Pardo (2002) reconocen la necesidad de que la EIA avanzara sobre otros niveles de decisión: “la EIA no debe aplicarse solamente al nivel de proyecto concreto, sino que ha de implicar también a los niveles más altos de decisión, como son los programas de inversiones, los planes estratégicos regionales de desarrollo y de conservación del medio natural y las políticas de usos de recursos que no están sujetos a evaluación medioambiental, con el fin de que el nivel de eficiencia final no quede mermado y la propia eficacia de la EIA concreta no se vea limitada de forma importante”, lo cierto es que cuando se habla de niveles distintos del de proyecto se vienen a reconocer implícitamente las limitaciones de la EIA, depositando la función de evaluación de niveles más altos del ciclo político en otros instrumentos: “es de esperar que la creación de la evaluación ambiental estratégica, trasladando la

primera fase de la evaluación a los niveles más altos de la toma de decisiones, provoque y alimente transformaciones y mejoras en la EIA, al mismo tiempo que la práctica de su aplicación las viene propiciando. Y no sólo eso, sino que propicie e impulse el cambio de enfoque hacia la sostenibilidad que muchos deseamos en la planificación, el diseño y la ejecución de los proyectos, de manera que se haga innecesario el proceso normativo” (Arce, 2002). En este sentido se apunta que la evaluación ambiental estratégica va a permitir extender el campo de acción de la EIA hacia los niveles superiores del ciclo político. De esta forma observamos que, en el planteamiento actual la EIA no va a ser capaz de responder, por ella sola, a los requerimientos de integralidad de las políticas ambientales preventivas, sino que requiere el concurso de la evaluación ambiental estratégica.

La cuestión ahora es si la EIA, incluso la EIA junto con la EAE (aunque esta posibilidad combinada se planteará con más profundidad desde el capítulo siguiente) tiene un potencial adecuado y suficiente en la nueva orientación política del desarrollo sostenible. Diversos autores (Ayala-Carcedo, 1996; Sadler, 1999; Bruhn-Tysk & Eklund, 2002; Pardo, 2002) han reflexionado sobre esta cuestión. En la perspectiva de Ayala-Carcedo (1996) “la EIA es una herramienta necesaria, pero hoy insuficiente. Insuficiente en su enfoque sobre el uso sostenible de los recursos naturales y sobre el ciclo del producto, de la producción al consumo; insuficiente ante procesos globales en el espacio, la acumulación de impactos transgeneracionales, o su transferencia internacional. Insuficiente también en su enfoque social y económico”, un escenario donde el autor propone el desarrollo sostenible como un espacio para resolver²⁶⁶ estas limitaciones “el DS (desarrollo sostenible) subsana estas insuficiencias y por otro lado integra herramientas como la EIA con la ordenación del territorio (OT), filosofías como la del diseño con la Naturaleza y la Mejor Tecnología disponible, disciplinas como la Economía Política Ambiental y técnicas como la Auditoría y la Gestión Ambiental”. También es muy significativa a este respecto la postura de Sadler (1999): “a pesar de los avances recientes, la EIA y la evaluación ambiental estratégica (EEA) se quedan cortas en la materialización de su capacidad potencial para garantizar la sostenibilidad ambiental en la toma de decisiones sobre desarrollo”. En ámbitos

²⁶⁶ En estas líneas Ayala-Carcedo aporta una visión que ya ha restringido el campo de aplicación de la EIA al campo táctico o de proyecto y otorga, con una visión acrítica, al DS una dimensión global basada en su capacidad ‘mágica’ para corregir los problemas en el ámbito global. Esto es, plantea que el DS tiene una fuerza que irá descendiendo desde el ‘orden’ global hasta cada proyecto y cada actuación, impregnando todo el sistema del compromiso de DS

geográficos como Suecia, Bruhn-Tysk & Eklund (2002) concluyen que la práctica habitual de la EIA en este país no puede asegurar un modelo de desarrollo sostenible. Por su parte, Pardo (2002) propone que las conexiones entre EIA y el nuevo modelo de desarrollo sostenible pueden apoyarse en el papel de la evaluación de impactos acumulativos: “el logro de un desarrollo sostenible requiere de un enfoque integral de los problemas medioambientales que relacione las dinámicas de la variabilidad natural y los efectos de la intervención humana con algunos indicadores de biodiversidad, productividad, etc. El concepto de impacto acumulativo (...) y la reducción de la integridad de los sistemas naturales debido a los impactos añadidos y a relaciones sinérgicas, proporcionan una perspectiva general de utilidad para cambiar la dirección del análisis de impacto”.

Junto a estas aportaciones de la literatura sobre el valor de la EIA para la sostenibilidad, planteamos también una aproximación al contraste de validez de la EIA, que se realiza sobre la base fundamental de la valoración de los principios y prácticas habituales de la EIA a los principios de Bellagio (Hardi & Zdan, 1997; Hodge & Hardi, 1997) y Lawrence, que son el referente de evaluación de la sostenibilidad y por tanto nuestro punto de comparación para determinar el grado de orientación al desarrollo sostenible en un proceso de evaluación ambiental. La metodología de contraste de la validez de la EIA como instrumento de evaluación de la sostenibilidad mediante su comparación con los principios de Bellagio y Lawrence ha sido ya aplicada en trabajos anteriores, tanto para el instrumento de evaluación de impactos acumulativos (Piper, 2002), como para la evaluación de impacto ambiental como instrumento de gestión de la sostenibilidad local (Álvarez-Campana, 2003b). La práctica, de tipo cualitativo, consiste en la intercomparación entre los diferentes principios (y subprincipios) de Bellagio y Lawrence con la teoría y la práctica de los instrumentos.

Del análisis de los distintos principios de sostenibilidad respecto a los principios y respecto a la práctica habitual puede señalarse que los principios y metodología básica de la EIA recogen efectivamente y expresamente la mayor parte de los principios de Bellagio-Lawrence. Aquellos que no están recogidos pertenecen fundamentalmente a las categorías de evaluación continuada (principio 9) y capacidad institucional (principio 10), así como los dos principios de Lawrence. No obstante, los principios

que no están recogidos explícitamente en la metodología de EIA podrían tener un buen encaje en la misma, ya que permiten incluso mejorar la calidad de la práctica potencial de la misma. Puede considerarse la EIA, por tanto, como un instrumento potencialmente apto, a pesar de su potencial de mejora, como base de un instrumento de evaluación para la sostenibilidad en entornos locales. No obstante, cuando se analiza la correspondencia entre los 10+2 principios recomendados para evaluar la sostenibilidad y las prácticas ordinarias de la evaluación de impacto ambiental, el resultado es diferente. En realidad, y en el mejor de los casos, los principios de sostenibilidad se está cumpliendo solamente de forma parcial (a excepción del principio 5 “Enfoque práctico”, en que su grado de adaptación es mayor). Como era de esperar, la adaptación es más baja en aquellos aspectos que, como se ha señalado en el punto anterior, ni siquiera están explicitados en los principios y metodología de la EIA. Esta situación nos permite distinguir una brecha entre la teoría y la práctica de la EIA, que es causa precisamente de su alejamiento progresivo como instrumento potencialmente adecuado para la evaluación de la sostenibilidad (Álvarez-Campana, 2003b). En el apartado de evaluación de la sostenibilidad, en el capítulo 6, se desarrolla una propuesta para el contraste de los instrumentos de evaluación mediante lo que denominamos ‘perfil de sostenibilidad de Bellagio’. Como se observa, una vez aplicado el estudio mediante este perfil se determina que la EIA en el nivel de proyectos presenta, de forma general, limitaciones significativas como instrumento para evaluación de la sostenibilidad, incluso mayores que las advertidas en análisis previos.

A pesar de todas las limitaciones expuestas más arriba, la práctica ordinaria muestra que la EIA es un instrumento útil, y hoy por hoy insustituible, para el análisis de proyectos. Hasta tal punto que el VI Programa de Acción de la Unión Europea (2001-2010) en materia de medio ambiente “Medio ambiente 2010: el futuro está en nuestras manos” incide en que la sociedad debe esforzarse por disociar impacto y degradación ambiental por un lado, y crecimiento económico por otro; así como la necesidad de que los modelos socioeconómicos se hagan más sostenibles, especialmente respecto a la gestión de los recursos naturales y los residuos. Entre los principales instrumentos de la estrategia que establece el VI Programa está, en primer lugar, el de mejorar la aplicación de la legislación ambiental vigente, donde la evaluación de impacto

ambiental tiene un papel clave. Conseguir esto, como veremos, exigirá renovadas aportaciones desde las ciencias sociales, y muy especialmente de las ciencias económicas, tal y como ponen de manifiesto diversos científicos que investigan desde el ámbito geográfico –metodológicamente más avanzado– de Norteamérica y Europa Occidental, razón por la que sus criterios y posicionamientos respecto al desarrollo sostenible pueden considerarse como precursores. Así, dentro de la escuela norteamericana diversos investigadores señalan la necesidad e importancia de profundizar en el carácter integral de los sistemas: “los ecólogos y los economistas están cada vez más de acuerdo en que los sistemas ecológicos están vinculados y deben analizarse como un sistema único” (Batabyal, 2000). En Canadá, por ejemplo, está reconsiderándose la ley de evaluación de impacto ambiental a fin de negociar la inclusión de las aspiraciones de las comunidades aborígenes en el procedimiento de EIA en orden a procurar mecanismos de sostenibilidad. Podría profundizarse en que la práctica recupere los principios inspiradores y metodología original de la EIA –así como su conexión con los principios de evaluación de la sostenibilidad–. La dificultad de analizar el impacto de proyectos meramente en el ámbito local puede resolverse con otra dimensión analítica a través de la evaluación ambiental estratégica, que es una magnitud y metodología diferente de la EIA, cuestión que debe entenderse e interpretarse bajo este prisma.

Por otra parte, y volviendo a la óptica de la investigación y práctica europea de la EIA, siguiendo a Glasson *et al.* (2005), los argumentos para la EIA varían en el tiempo, en el espacio, y también de acuerdo con la perspectiva de los interesados o participantes. Los promotores y probablemente parte de la administración pueden considerar la EIA, desde una perspectiva defensiva minimalista, como un mal necesario, como una tarea administrativa, o a veces como algo que produce pequeños cambios, casi un maquillaje, en un desarrollo que probablemente se hubiera producido en cualquier caso. Para los ecologistas más radicales, la EIA no garantiza la certeza total sobre las consecuencias de las propuestas de desarrollo; y piensan que los proyectos que se desarrollan bajo circunstancias de cierto riesgo deberían abandonarse. En esto la EIA refleja también el debate que se produce entre los modelos de sostenibilidad débil y sostenibilidad fuerte. No obstante, la EIA puede ser vista, y lo es a menudo, como un proceso positivo que busca un equilibrio armonioso entre el desarrollo y el medio

ambiente. La naturaleza y el uso de EIA cambiará según lo hagan los valores y las perspectivas. La EIA debe adaptarse, como señala O’Riordan (1990): “uno puede advertir que la EIA evoluciona desde su papel como instrumento preventivo de acuerdo con los parámetros dominantes en los años 70 hacia un emocionante potencial como técnica de mejora ambiental y social a partir de los 90... Si uno contempla la EIA no tanto como una técnica, sino como un proceso que está cambiando constantemente para mejorar las políticas ambientales y la gestión, uno puede visualizarlo como un barómetro sensible de los valores ambientales en una compleja sociedad ambiental. La EIA puede prosperar mucho.”

Es importante destacar el valor potencial de la EIA en el escenario de desarrollo sostenible en un nivel táctico o de proyecto, ya que los efectos finales de las políticas derivan, en gran parte, hacia la ejecución de obras, instalaciones o actividades que van a repercutir directamente en el medio ambiente, considerado como un integrador de las esferas económicas, sociales y ambientales. Investigadores españoles como (Calderón, 2000) trabajan desde hace tiempo sobre propuestas de evaluación de la sostenibilidad de proyectos urbanos piloto.

CAPÍTULO 4. EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA (EAE)

La evaluación ambiental estratégica (EAE) constituye, junto con la evaluación de impacto ambiental, el grupo de instrumentos primarios de la evaluación ambiental. Aunque su importancia numérica es inferior a la de la EIA, tanto en países que la han adoptado como en la práctica ordinaria, la evaluación ambiental estratégica es una pieza fundamental para garantizar el control previo de los efectos de decisiones de la parte alta del ciclo político (políticas, iniciativas legislativas, planes y programas).

Comenzamos este capítulo estableciendo los orígenes y precursores del instrumento de evaluación ambiental estratégica, para pasar a definir y exponer la estructura básica de este instrumento. Posteriormente analizamos la presencia de la EAE en el ámbito norteamericano y, muy especialmente, la Directiva 2001/42/CE, que se convierte en referente normativo de este instrumento para las funciones de evaluación de planes y programas. A continuación desplegamos los aspectos metodológicos, partiendo de sus diferentes modelos. Trataremos de forma específica la evaluación ambiental estratégica de políticas, así como sus dificultades operativas, ya que esta dimensión del nivel más alto del ciclo político ha quedado fuera de la normativa comunitaria, y por tanto de su respaldo normativo. Para concluir, como en los capítulos anteriores, analizaremos el papel y referencias de la evaluación ambiental estratégica en el nuevo contexto del desarrollo sostenible.

4.1 ANTECEDENTES EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATEGICA

Orígenes y precursores de la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE)

Aunque la evaluación ambiental estratégica²⁶⁷ (EAE) ha surgido en los últimos años como un instrumento para integrar las consideraciones ambientales en las propuestas legislativas, políticas, planes y programas, Dalal-Clayton & Sadler (1999) mantienen que “sin embargo, de una forma u otra, la EAE está presente desde hace ya tiempo. La preparación de declaraciones de impacto ambiental legislativas y programáticas ha sido un elemento integral de la práctica norteamericana bajo la legislación NEPA de 1969”. Por otra parte, Partidário & Clark (2000) exponen que en el corazón de las metodologías de EAE están las conocidas herramientas y técnicas de EIA, mientras que Che *et al.* (2002) consideran a la evaluación ambiental estratégica (EAE) como un campo disciplinar fronterizo de la EIA. Estas afirmaciones sintonizan con el planteamiento que venimos haciendo sobre una forma básica del procedimiento NEPA que evoluciona y se especializa en nuevas formas que se nutren de un tronco común. Algunos de los elementos que caracterizan la EAE se observan ya en formas como la EIA de proyectos y, más especialmente, en la EIA de programas o programática. También figuras como la evaluación ambiental sectorial, regional o de políticas, e incluso diversos instrumentos específicos de apoyo a la decisión en la gestión estratégica²⁶⁸, aportan experiencias y participan en cierta medida de las características que luego pasaron a definir la EAE.

La práctica ordinaria de la EIA ha confirmado que cuando se limita a trabajar solamente en el nivel de proyecto se pierden muchas oportunidades de mejorar las decisiones sobre el medio ambiente. Si no practicamos la EIA en los niveles más altos de decisión, en donde se deciden programas de inversiones, planes regionales de desarrollo y de conservación o políticas de uso de recursos, estamos reduciendo mucho la eficiencia final del instrumento. No es casualidad que en los países más avanzados en

²⁶⁷ La referencia original en literatura anglosajona es *Strategic Environmental Assessment* (SEA)

²⁶⁸ Véase, por ejemplo, la propuesta de Amouzegar & Moshirvaziri (2001) sobre la aplicación al análisis de políticas ambientales (de residuos en California) de sistemas de apoyo a la decisión en gestión estratégica.

la aplicación de la EIA, como Estados Unidos, Canadá²⁶⁹, Nueva Zelanda y Holanda, se exija desde hace años la EIA no solamente para proyectos sino también para políticas, planes y programas (Pardo, 2002; Glasson *et al*, 2005).

Por otra parte, desde principios de los años noventa se han empezado a analizar y poner de manifiesto importantes efectos ambientales, que se acumulan a los ya bien conocidos y relacionados con proyectos concretos, y que son impactos de largo alcance e intensidad derivados, por ejemplo, de políticas macroeconómicas en países en desarrollo: deforestación inducida en Filipinas (Hyde *et al*, 1991); o la constatación de que la mitad de la destrucción de bosques de la Amazonía es debido a las políticas agrícolas subsidiadas (Mahar, 1989). Estas investigaciones ponen sobre la mesa la presencia de una larga lista de evidencias de la interrelación entre las políticas macroeconómicas e impactos de gran magnitud sobre el medio ambiente, y por tanto de la necesidad de extender de forma sistemática el proceso de evaluación ambiental a la parte más alta del ciclo de decisiones. Una relación entre algunas políticas macroeconómicas y ciertos impactos ambientales relevantes que Munasinghe (1993) representa gráficamente, como podemos observar en la figura 4.1 adjunta.

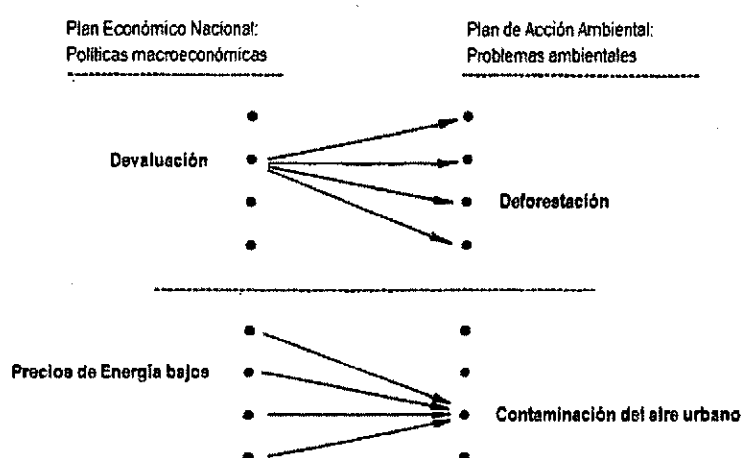


Fig. 4.1. Interacción entre las políticas económicas y el medio ambiente (Munasinghe, 1993)

De esta manera, tanto las reflexiones teóricas como las evidencias de la potencial repercusión negativa de las políticas, planes o programas sobre el medio ambiente,

²⁶⁹ Canadá es conocido, de acuerdo con Partidário (1993), como el país líder a nivel mundial en una mejora de los procedimientos de toma de decisión medioambiental (en niveles de proyectos, programas y políticas) y en el establecimiento de estrategias para conseguir un balance entre los objetivos medioambientales y de desarrollo económico.

muestran la necesidad de disponer de instrumentos adecuados para la evaluación ambiental estratégica. Sin embargo, el problema aparece cuando queremos utilizar los esquemas de EIA de proyectos a la hora de evaluar políticas, planes y programas. Los gestores de la administración ambiental se han acostumbrado a los métodos y particularidades de la EIA de proyectos. Se han acostumbrado tanto que a la hora de evaluar estos niveles superiores de decisión –marcados por el enfoque estratégico, la inmaterialidad de muchas propuestas, y la indefinición general- han verificado que sus instrumentos habituales no respondían adecuadamente. Por eso la evaluación ambiental estratégica se plantea como una respuesta a las limitaciones que tiene la práctica habitual de la EIA de proyectos cuando intenta aplicarse a la evaluación de propuestas que corresponden a los niveles altos de decisión: iniciativas legislativas, políticas, planes y programas.

Como señala Clark (2000), desde la perspectiva del ámbito norteamericano, la evaluación ambiental estratégica (EAE)²⁷⁰ es un tema de preocupación científica relativamente reciente. Así, según el autor: “la EIA estratégica ha sido un tema emergente en la comunidad de EIA durante los últimos cinco a seis años. (...) En teoría, los europeos requieren la EAE para los niveles de políticas, programas y planes. En la práctica, algunos europeos llaman EIA estratégica a un análisis hecho al nivel de programa (un programa de autopistas), y algunos de Estados Unidos estarían de acuerdo con esta caracterización”. Estas afirmaciones del autor ponen de manifiesto que desde mediados de los años noventa existe un debate activo, tanto en Europa como en Norteamérica, acerca del papel y de la propia definición de la evaluación ambiental estratégica. Como veremos más adelante, quedan marcadas dos posiciones distintas que corresponden a los ámbitos geográficos norteamericano y europeo. La de Estados Unidos, en donde la evaluación ambiental estratégica es una reformulación a partir de la denominada ‘evaluación de impacto ambiental estratégica’ y también, en parte de la llamada ‘evaluación de impacto ambiental programática’. Por otra parte, la postura europea, en donde se viene denominando evaluación ambiental estratégica a

²⁷⁰ Clark, un reputado autor de la escuela norteamericana, utiliza indistintamente en su referencia de año 2000 el término de Evaluación Ambiental Estratégica, EAE (*Strategic Environmental Assessment*, SEA) y Evaluación de Impacto Ambiental Estratégica (*Strategic ELA*). A nuestros efectos, aunque en citas textuales mantengamos la expresión del texto original, en el resto utilizamos preferentemente, especialmente para el ámbito norteamericano –ya que en el europeo no se presenta esta circunstancia- la denominación de Evaluación Ambiental Estratégica

toda aquella evaluación cuyo objeto tiene un nivel de decisión superior al del proyecto, especialmente a los niveles de programas y de planes.

La EAE, sin embargo, tiene unos principios diferentes de los que resultan de la evolución a partir de la EIA. La EAE ofrece al decisor la posibilidad de considerar de forma temprana la variable ambiental, incorpora el desarrollo económico y las necesidades materiales de las comunidades humanas, tiene una consulta pública temprana, y considera alternativas antes de que puedan comprometerse de manera irreversible los recursos. En USA hay una larga experiencia preparando EIA de programas, y muchos creen que es equivalente a la EAE. En cierto sentido el término programa tiene carácter estratégico, pero el despliegue de todo el potencial de la EAE requiere la formulación de un nuevo modelo de EIA y de toma de decisiones. En este modelo, la EIA estratégica debería prepararse muy pronto, debería ser un análisis corto y conciso del que puedan derivarse análisis posteriores, debería anticiparse a la aprobación de presupuestos, e incluso al debate legislativo. Y, finalmente, el análisis debería enfocarse en pautas no en lugares (Clark, 2000).

Sin embargo, la reducida historia de la evaluación ambiental estratégica no puede concebirse ni entenderse si se prescinde de su vinculación metodológica con la evaluación de impacto ambiental. En el apartado de propuesta evolutiva hemos expuesto los lazos genéticos, por así decirlo, que vinculan a la EAE con la EIA. El proceso de segregación de la EAE desde el ámbito metodológico de la EIA ha estado marcado durante su génesis, a finales de los años noventa, por un proceso intenso e insistente para resaltar con nitidez las diferencias²⁷¹ entre estos dos instrumentos; como puede verse en la tabla 4.1 que presenta los diferentes enfoques que ya en esta etapa temprana se atribuyen a cada uno de los instrumentos mencionados.

Evaluación de impacto ambiental, EIA	Evaluación ambiental estratégica, EAE
Generalmente es reactiva respecto a una propuesta de desarrollo (o actuación)	Es proactiva e informa las propuestas de desarrollo
Evalúa el efecto sobre el medio ambiente de una propuesta de desarrollo	Evalúa el efecto de una política, plan o programa sobre el medio ambiente, o el efecto del medio ambiente sobre las oportunidades y necesidades de desarrollo
Se relaciona con proyectos específicos	Se relaciona con áreas, regiones o sectores de desarrollo

²⁷¹ La tendencia general, como se expone, ha sido resaltar las diferencias entre los dos instrumentos. En nuestra opinión una tendencia contraria –resaltar los elementos comunes– hubiera permitido construir un instrumento o sistema de instrumentos más completos para abordar la problemática operativa de los instrumentos de políticas ambientales preventivas.

Evaluación de impacto ambiental, EIA	Evaluación ambiental estratégica, EAE
Tiene bien definidos su principio y final	Es un proceso continuado dirigido a aportar información en el momento adecuado
Evalúa impactos directos y beneficios	Evalúa impactos acumulativos e identifica las implicaciones y objetivos para el desarrollo sostenible
Se enfoca hacia la mitigación de los impactos	Se enfoca en el mantenimiento de un nivel elegido de calidad ambiental
Presenta una perspectiva reducida y un elevado nivel de detalle	Presenta una perspectiva amplia y un bajo nivel de detalle que proporciona una visión y marco amplio
Se enfoca en los impactos de proyectos específicos	Define un escenario en el que se pueden medir los impactos y beneficios

Tabla 4.1. EIA y EAE comparadas (Dalal-Clayton & Sadler, 1999; adaptado de CSIR, 1996)

Como puede observarse, en una etapa tan temprana de la evaluación ambiental estratégica ya se le asignan méritos y valores que, desde una perspectiva de diez años sobre estas definiciones –más próximas a una exposición de deseos o propuestas retóricas- se observa que tampoco han sido alcanzadas mediante el desarrollo teórico y la aplicación práctica de la EAE. En nuestra opinión, el valor de la evaluación ambiental estratégica no debería contraponerse a las limitaciones que presenta la práctica actual de la evaluación de impacto ambiental, sino que una de las vías –como proponemos a lo largo de este texto- está en redescubrir, recuperar y renovar las bases del proceso original de evaluación ambiental. Un proceso que en su concepción original, hace treinta y cinco años, estaba previsto para todos los niveles de intervención pública: proyectos, programas, planes, políticas y leyes. No obstante, reconocemos que en este momento en el ámbito europeo está muy consolidada la vinculación de la evaluación de impacto ambiental al nivel de proyectos y de la evaluación ambiental estratégica a los programas, planes y políticas. Un modelo de evaluación que además está notablemente influenciado por las últimas tendencias orientadas al desarrollo sostenible.

Evaluación Ambiental Estratégica (EAE): definición y estructura

Hay un amplio abanico de definiciones de evaluación ambiental estratégica pero son básicamente convergentes entre ellas. Hemos seleccionado varias definiciones de entre las más significativas. Así, la evaluación ambiental estratégica puede definirse como: “el proceso formalizado, sistemático y exhaustivo de evaluar los efectos ambientales de

una política, plan o programa y sus alternativas, incluyendo la preparación de un informe acerca de los hallazgos de la evaluación, y que utiliza sus resultados para una toma de decisiones transparente” (Thérivel *et al.*, 1992); “la extensión de la evaluación de impacto ambiental a las políticas, planes y programas” o “la evaluación ambiental estratégica es un proceso sistemático para evaluar las consecuencias ambientales de propuestas de políticas, planes o programas, de forma que se asegure que éstas se tienen en cuenta en el momento más temprano del estadio de decisión correspondiente, a la par que con las consideraciones económicas y sociales” (Sadler & Verheem, 1996). Según Partidário (1999), “EAE es un proceso sistemático y progresivo para evaluar, en la fase más temprana de pública toma de decisión responsable, la calidad ambiental y las consecuencias derivadas de las alternativas e intenciones de desarrollo asociadas a iniciativas sobre políticas, planes o programas, asegurando la completa integración de las consideraciones biofísicas, económicas, sociales y políticas relevantes”. O, finalmente: “la evaluación ambiental estratégica (EAE) extiende la EIA de los proyectos a las políticas, planes y programas (PPP). (...) SEA contribuye a un nivel de toma de decisiones más elevado, más temprano y más estratégico” (Glasson *et al.*, 2005).

A pesar de que estas definiciones no cuestionan la existencia de un espacio propio para la evaluación ambiental estratégica, debe señalarse que existen autores (Thérivel & Partidário, 1996) que hablan de la evaluación de impacto ambiental (EIA) para programas, planes y políticas, también conocida como EAE, que está siendo desarrollada en la Unión Europea y otros lugares.

Como se observa, la evaluación ambiental estratégica es un instrumento reciente pero dotado de una gran dinámica, motivo por el que se está convirtiendo también en centro del debate y en fuente de controversias. En este sentido Chaker *et al.* (2006) señalan que se ha planteado recientemente una controversia que afecta a la naturaleza y alcance de la EAE. Una de las escuelas de pensamiento mantiene que el proceso de EAE debería centrarse más aún en los aspectos ambientales, mientras que la otra sostiene que la EAE debe ofrecer un enfoque de sostenibilidad donde las cuestiones económicas y sociales acompañen a las ambientales.

Pero seguramente la controversia o el debate más fuerte alrededor de la EAE gira acerca de si este instrumento debe contar con un procedimiento fuerte o débilmente

estructurado, resultando en un interesante debate sobre la visión de la EAE: formalizada o postmoderna. Un debate cuyo resultado puede tener un cierto papel en el futuro de este importante instrumento del sistema de evaluación ambiental. Como expone Fischer (2003), cada día tienen más implicaciones las decisiones de desarrollo y en la misma medida los instrumentos, como la evaluación ambiental estratégica, que están vinculados a la programación del desarrollo. Fischer plantea la existencia de una corriente que defiende la elaboración de evaluaciones ambientales estratégicas no normativizadas, más flexibles, con un procedimiento casi a la carta para cada evaluación. Una corriente que denomina del paradigma post-modernista y que no es favorable a una aproximación sistemática estructurada y normativa. Por el contrario, este autor defiende, a pesar de las limitaciones que han podido observarse en instrumentos fuertemente estructurados y normativizados como la evaluación de impacto ambiental, este mismo proceso para la evaluación ambiental estratégica.

Por esta razón, y en este debate, es especialmente complicado situar los términos precisos de lo que puede considerarse una metodología básica o matriz de evaluación ambiental estratégica. En este punto es conveniente resaltar también, no solamente los términos metodológicos de la EAE, sino los elementos básicos y factores de éxito que deben ser tenidos en cuenta en la práctica de la EAE. Estos elementos constituyen el marco operativo sobre el que ha de situarse la metodología básica de la evaluación ambiental estratégica. En este sentido, Verheem (1998), un representante de la escuela de EAE formalizada, expone los elementos que considera necesarios para una EAE efectiva y los factores de éxito en una EAE. En su opinión, los elementos básicos para una EAE efectiva son: requerimientos claros (base legal, organización administrativa y política); requerimientos para la participación pública e información pública, proceso bien establecido, incluyendo los pasos principales; guía de buenas prácticas; asistencia o apoyo en cada caso (consulta privada o pública); y supervisión independiente y revisión de la implementación y desarrollo. En cuanto a los factores de éxito para la EAE Verheem destaca: objetivos claros de las políticas ambientales; estado adecuado de la información ambiental; proceso de planificación bien estructurado, con responsabilidad de los proponentes; múltiples organizaciones trabajando conjuntamente; objetivos, criterios y referencia de estándares de calidad (para evaluar las necesidades de las propuestas y su justificación; y para evaluar los efectos

ambientales –pérdidas, cambios); disponibilidad de recursos; acceso a la información; y participación de organizaciones no gubernamentales y de interés público.

4.2 LA EAE EN EL ÁMBITO NORTEAMERICANO Y EUROPEO

En este apartado se presentan los elementos más importantes de la evaluación ambiental estratégica tanto en el ámbito norteamericano (centrado en Estados Unidos) como europeo. Estos dos ámbitos geográficos mantienen unas diferencias conceptuales que tienen notables repercusiones. Como se observará, la evaluación ambiental estratégica norteamericana (referida a Estados Unidos) es una derivación específica de la evaluación de impacto ambiental, en su vertiente denominada como EIA estratégica. No está normativizada, salvo las referencias vinculadas a la NEPA y disposiciones ulteriores. Y presenta un perfil de instrumento aún en desarrollo y en discusión.

Por el contrario, la evaluación ambiental estratégica del ámbito geográfico europeo, y con esto estamos refiriéndonos al ámbito normativo de la Unión Europea, ha adquirido hace relativamente poco tiempo, en el año 2001, un carácter normativo a través de la Directiva de evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente. Esta cristalización normativa no elimina, aunque sí reduce en gran medida, los debates acerca de los contenidos y aplicaciones del instrumento de referencia, como se verá más adelante.

No podemos olvidar, no obstante, que la evaluación ambiental estratégica es un instrumento de las políticas ambientales preventivas que está adquiriendo en estos años un papel determinante en gran número de países²⁷², pero también en diferentes organismos internacionales. La fuerza de esta evolución y adaptación territorial e institucional de la EAE está haciendo que presente diversas formas y evoluciones, como trataremos más adelante, hasta convertirse en un instrumento notablemente polimórfico.

En este apartado, sin embargo, hemos preferido centrarnos en los dos ámbitos geográficos definidos a fin de mantener un cierto paralelismo con la estructura que se ha seleccionado para analizar la EIA, así como la que se seguirá en subsiguientes capítulos.

²⁷² En este sentido pueden verse, por ejemplo, los trabajos de Chaker *et al.*, 2006, en que realiza una revisión de la práctica de EAE en 12 países seleccionados: Canadá, República Checa, Dinamarca, Hong Kong, Países Bajos, Nueva Zelanda, Portugal, Eslovenia, Sudáfrica, Suecia, Gran Bretaña y Estados Unidos.

Evaluación ambiental estratégica en los Estados Unidos

La adopción formal de la EAE, a pesar de la aceptación general de los académicos de su definición (ej. definición en Partidário, 1999) está teniendo, especialmente en el ámbito de aplicación de USA, diversas dificultades. Algunos de los factores que están limitando actualmente una mayor difusión de la EAE son la complejidad de los procesos asociados a la EAE, la consecuente necesidad de recursos adicionales, y el hecho de que a menudo se señala que aportan escaso valor añadido en relación con la EIA de proyectos. Esto hace que quienes aplican las EAE estén buscando permanentemente argumentos que justifiquen el valor añadido de las EAE, particularmente cuando ésta no tiene soporte legal, cuando su ámbito está poco definido y entra en conflicto con otros procedimientos de evaluación como la EIA tradicional (Partidário & Clark, 2000). En este sentido Clark (2000), desde el ámbito metodológico norteamericano señala que: “Debido a que la EAE debería orientarse a procesos más cortos, más sencillos y más abiertos (que los de la EIA), es por lo que quizá la propia EAE no debería estar sometida a un procedimiento reglado”.

En el ámbito geográfico y metodológico de los Estados Unidos, y de acuerdo con Clark (2000), mientras que la evaluación ambiental estratégica²⁷³ (EAE) está en un camino adecuado para ir incorporando las consideraciones ambientales en los niveles más altos de la toma de decisiones, todavía se encuentra en un estado formativo relativamente temprano. Mientras que los gestores (*policy-makers*) tienen que tomar decisiones rápidas cada vez a mayor escala, incluso a escala global, aún están pendientes por desarrollar muchas cuestiones prácticas respecto a los procedimientos, métodos y marcos institucionales para la EAE. Aunque quienes practican la EIA reconocen este fenómeno, la profesión no ha tenido mucho éxito a la hora de adaptar la EIA a esta enorme tarea. Por ello, Clark plantea que hay diez importantes retos que deberían afrontarse para hacer más atractiva la EAE para los políticos y gestores. Estos diez retos serían: (1) definición; (2) organismos públicos; (3) datos; (4) incertidumbre; (5) litigación; (6) el problema de no ‘propuesta’; (7) capacidad, conocimiento y habilidad; (8) voluntad política; (9) papel de la población; y (10) integración. Diez puntos que marcan la necesaria orientación en la tensión de cambio precisa para

²⁷³ La evaluación ambiental estratégica (EAE) en Estados Unidos es entendida por la mayor parte de los autores de referencia (ej. Clark, 2000) como una especialización singularizada –de orden estratégico– a partir del procedimiento general de

transformar la práctica de la evaluación de impacto ambiental habitual en una auténtica evaluación ambiental estratégica.

Sobre el primer punto: la definición, debe resaltarse que la primera dificultad está precisamente en definir con exactitud cuáles son las nociones básicas y en conseguir una comprensión general del concepto de evaluación ambiental estratégica. En este punto Clark destaca las aportaciones de Thérivel, Partidário y otros a la hora de llegar a una definición común de la evaluación ambiental estratégica. Sin embargo, hay quienes siguen sin estar convencidos de que la evaluación ambiental de una autopista o de una central nuclear tienen carácter estratégico. Esta afirmación está fundamentada en el hecho de que la elección sobre un tipo de medio de transporte o una modalidad de producción energética, independientemente de sus efectos en un entorno dado, tienen una carga enorme de decisión estratégica. Por esta razón, Clark sugiere que la EAE, para ser atractiva a los gestores políticos de Estados Unidos debe ser realmente diferente de una EIA programática²⁷⁴. Una razón importante para esto es también que los datos muestran que la realización de una declaración de impacto programática tiene una duración adicional de cinco meses para completarse y es cuatro veces más cara.

Los organismos públicos son el segundo de los retos que plantea autor de referencia para el futuro de las EAE. Las organizaciones, al menos en los Estados Unidos, no tienen la cohesión suficiente para trabajar juntas en el nivel estratégico de un sector. Por poner un ejemplo, los proyectos de transporte se proponen individualmente por los estados. En esta situación, el sistema legislativo y el ejecutivo (la Secretaría de Transportes) tienen que tomar decisiones incrementales sin poder decidir prácticamente sobre cada uno de los elementos. Cada agencia responsable de la evaluación ambiental toma sus decisiones en relación con el territorio correspondiente pero, como es lógico, la realidad del medio ambiente no se corresponde con los límites administrativos. Por esta razón puede ocurrir que la suma de las actuaciones federales y no federales provoque una mayor afección sobre los recursos naturales y el medio ambiente que la combinación de varios proyectos de transporte coordinados sobre diversos ecosistemas desde las mesetas del norte hasta el sur de los Apalaches.

evaluación de impacto ambiental. Por esta razón encontraremos en estos autores referencias a veces indistintas a EAE o EIA estratégica. Para reducir la incertidumbre sobre el lector nos hemos referido por lo general a la forma de EAE.

²⁷⁴ La EIA programática está orientada en general al estudio de los efectos que un determinado tipo y conjunto de proyectos, o una fase previa a los proyectos (ej. estudio informativo de un trazado de alta velocidad) en un entorno de soluciones de trazado o de ubicaciones (ej. programa de ubicación de infraestructuras para gestión de residuos), pero no para las decisiones de corte estratégico acerca del modelo de transporte, o del modelo de gestión de residuos, por referirse a los ejemplos citados.

El tercer punto crítico del futuro de la EAE está en los datos. Los datos y la información alimentan al análisis. Los analistas raramente disponen de todos los datos que requieren los gestores políticos para la toma de decisiones. No han hecho más que comenzar los esfuerzos nacionales e internacionales para recopilar los datos básicos medioambientales que se necesitan. Si en un nivel de detalle como el de los proyectos no existen muchos datos, en el nivel estratégico aún hay menos y además con una interpretación difusa. Para cualquier responsable, ya sea un analista o un gestor, es muy difícil evaluar los efectos ambientales de una propuesta independientemente del lugar y del momento. Así Clark: “siempre está presente la cuestión de cuánta información necesita un *policy-maker* para sentirse cómodo a la hora de tomar una decisión”. En la mayoría de las veces (Verheem, 1994) puede ser suficiente con enjuiciar las consecuencias en unos pocos aspectos clave: uso de los recursos naturales, incluyendo energía y materias primas; la cantidad y calidad de flujos de residuos; emisiones al aire, agua y suelos; salud y seguridad para las personas; y uso del territorio..

La incertidumbre constituye el cuarto de los factores críticos para el desarrollo de la EAE. Quienes trabajan en evaluación ambiental dicen que no suele disponerse de datos suficientes como para preparar una evaluación ambiental de nivel alto. Además siempre hay personas que no quieren arriesgarse a tomar decisiones ni a permitir que se tomen decisiones sin una certeza absoluta. Es cierto que hay momentos en que la toma de decisiones requiere mucho detalle y precisión, como puede ser la ingeniería de un proceso o de una construcción. Pero esos momentos se producen en niveles inferiores a la llamada decisión estratégica. Las estrategias no están para definir cómo se hace algo, sino para ver si se hace y qué se hace. Los gobiernos toman a cada momento decisiones económicas multimillonarias sobre si construir o no autopistas, y lo hacen con la seguridad suficiente de estar acertando con esa decisión. Se toman estas decisiones, a pesar de las incertidumbres sobre su factibilidad técnica y su viabilidad económica, porque los gobiernos tienen que asumir riesgos para conseguir crecimiento económico. Este es precisamente el momento en que los técnicos de evaluación ambiental deben desplegar sus instrumentos (desarrollo de escenarios, análisis de riesgos, etc) para definir unas pautas ambientalmente sostenibles que les permitan a los *policy-makers* calcular las dimensiones ambientales y sociales de sus decisiones.

El quinto reto para la práctica de la EAE se encuentra en los litigios. En Estados Unidos la NEPA se ha utilizado para detener proyectos federales, para modificar proyectos, para evitar impactos ambientales, y para establecer una jurisprudencia que reconoce al medio ambiente como un interés supremo a la hora de tomar decisiones. Mientras que los tribunales ordinarios han dictaminado que la NEPA crea a las agencias del gobierno la obligación procedimental de considerar el medio ambiente, la Corte Suprema ha instado a los tribunales ordinarios para que no sustituyan con sus juicios los propios de las agencias federales. Para evitar complicaciones y litigios, las agencias federales procuran desarrollar escrupulosamente los procedimientos previstos en la NEPA: preparan las declaraciones de impacto ambiental procurando contemplar todos los impactos posibles, elaboran un expediente administrativo y le ofrecen a la población la posibilidad de formular sus comentarios. En este escenario, los directores y funcionarios de las agencias son reacios a practicar la evaluación ambiental estratégica, puesto que ésta tiene características, como la indefinición de las propuestas, que podrían ser objeto de potenciales litigios. En esta situación, la EAE en Estados Unidos tendría atractivo para los responsables de tomar decisiones en la medida en que emplee las virtudes de la EIA pero sin caer en sus trampas procesales que pueden dar lugar a litigios. La EAE debería estar exenta de contenciosos.

El sexto reto para la evaluación ambiental estratégica en los Estados Unidos lo tenemos en el llamado problema de las no 'propuestas'. Por ejemplo, ¿podemos considerar como una propuesta la decisión de invertir en tecnología para una nueva generación de centrales nucleares?. No es un proyecto ni una actividad localizada, pero a pesar de eso, es posible evaluar la diferencia entre estrategias alternativas. Incluso a un nivel macro es posible evaluar si una estrategia tiene como efectos una ocupación mayor o menor del territorio, una pérdida mayor o menor de hábitats, o si tiene más o menos riesgos aceptables. Es posible también determinar la disposición de la población a aceptar riesgos. Sin embargo, a veces los gestores y los técnicos transmiten enormes preocupaciones a la población aún sin conocerse cuál es el lugar escogido²⁷⁵.

El conjunto capacidad, conocimiento y habilidades es el séptimo reto a que se enfrenta, de acuerdo con Clark (2000), el futuro de la evaluación ambiental estratégica

²⁷⁵ Un fenómeno de este tipo se produce en España de forma regular cuando aparecen indicios, generalmente a través de los medios de comunicación, de que se están realizando en una región estudios para evaluar la aptitud de formaciones geológicas profundas para la ubicación del almacén definitivo de residuos radiactivos.

en los Estados Unidos. La preparación de EIA al nivel de proyecto exige habilidades avanzadas, pero hay muy pocos profesionales cualificados. La EAE es un paso más elevado en la escala de complejidad y además está próxima, con elevadas expectativas, a los niveles políticos de los responsables de toma de decisiones. Sin embargo, los especialistas en EIA todavía no dominan instrumentos del análisis estratégico como la capacidad de carga y los umbrales de sostenibilidad. La nueva aproximación estratégica requiere que los analistas comprendan también, además de la EIA y los instrumentos del análisis estratégico, el sector que está siendo estudiado.

El octavo apartado determinante para la EAE es la voluntad política. Los gestores políticos no asumen riesgos innecesarios, sino que asumen riesgos que pueden manejar. Los políticos están advirtiendo nuevas pautas en los modelos y objetivos principales de las organizaciones. La nueva orientación hacia el desarrollo sostenible está dando a los especialistas en EIA una oportunidad para ayudar a los políticos del nivel más alto a usar los instrumentos de evaluación ambiental en la dirección de la sostenibilidad. Los especialistas saben que la evaluación ambiental es una herramienta que puede convertir la retórica en acción; sin embargo muchos *policy-makers* aún no están convencidos de eso.

La participación pública es el noveno de los aspectos a considerar. Una de las cuestiones más espinosas de la EIA está en el momento en que la participación pública debe incorporarse al procedimiento. Para el éxito de la EAE en Estados Unidos es crítico que el público acepte participar en un estadio en que las cosas son inciertas, donde no hay propuestas concretas, y que no crea que los gestores políticos están haciendo una propuesta ambigua. Y es necesario porque, en general, el público no quiere participar en una EA hasta que hay una propuesta concreta. Además debemos resaltar que la participación pública en las EA tiene un carácter extracurricular, esto es, que no forma parte de su profesión ni de su quehacer cotidiano. Así Clark, “después de preparar la cena, los servicios religiosos, la liga de fútbol, y todas las demás atenciones de su tiempo familiar, los participantes gastan su tiempo y atención en las EIA. Dado que la gente aporta su tiempo, los gestores políticos deberían contemplar la EIA y la información pública como un producto útil y que puede ayudar, no como un proceso terapéutico para gente devota del procedimiento”.

En último lugar y dentro de los retos futuros de la EAE, se encuentra la integración. Siempre ha existido un debate en la comunidad americana de especialistas de EIA acerca de si la evaluación de impacto ambiental es más un instrumento objetivo y analítico, o si es una herramienta integradora y de planificación. Esto es, si la EIA integra los aspectos económicos, sociales y ambientales en un análisis para los responsables de la toma de decisiones. Sin embargo, de forma general la EIA en los Estados Unidos viene limitando su ámbito a los impactos biofísicos de una decisión. Esto no es útil para las decisiones del nivel estratégico porque hay otros muchos factores que son importantes. De esta forma, la EAE ofrece la oportunidad de combinar el desarrollo económico, la protección ambiental y el bienestar de la comunidad en un solo análisis, no en tres.

Evaluación ambiental estratégica en la Unión Europea

Aunque la práctica de la evaluación ambiental estratégica en diversos países europeos ya viene siendo desarrollada desde finales de los años ochenta, en algunos a partir de mandatos normativos y en el resto más como una práctica académica o científica que como respuesta a un mandato normativa, no es hasta el 2001 cuando adquiere un cuerpo normativo y por tanto consolida una metodología normativizada común. Hasta ese momento las metodologías, el alcance y los campos de aplicación forman un abigarrado escenario de debates, como hemos visto en apartados anteriores. De acuerdo con Partidário (2000), quien aún en etapa de pre-directiva intenta contribuir a centrar el debate de la EAE, “tal diversidad de aproximaciones a la evaluación ambiental estratégica, aunque enriquecen el debate, están confundiendo de forma crítica las relaciones entre la EAE y otros instrumentos de planificación y de evaluación de impacto”. En su trabajo Partidário mantiene, entre otras cuestiones, que el valor de la EAE está en función de su capacidad para ampliar su influencia y añadir valor a la toma de decisiones.

Glasson *et al.* (2005), quien sitúa los primeros debates sobre la adopción de las evaluaciones ambientales estratégicas, expone que “después de 25 años de discusiones y negociaciones entre los Estados Europeos Miembros, la Comisión Europea finalmente acuerda una directiva”. La Directiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de junio de 2001, relativa a la evaluación de los efectos de

determinados planes y programas en el medio ambiente (PE-CUE, 2001) tiene como objetivo contribuir a la integración de aspectos medioambientales en la preparación y adopción de planes y programas que puedan tener efectos significativos en el medio ambiente mediante la evaluación de su impacto ambiental. Esta directiva²⁷⁶ tiene por objeto completar el sistema de evaluación de impacto ambiental de proyectos previsto en la Directiva 85/337/CEE, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados en el medio ambiente²⁷⁷. La Directiva 85/337/CEE establece un sistema de evaluación previa, a cargo de los Estados miembros, de los efectos que pudieran tener sobre el medio ambiente distintos proyectos públicos y privados. El campo de aplicación de la Directiva 85/337/CEE incluye la realización de trabajos de construcción o de otras instalaciones u obras, así como otras intervenciones en el medio natural o el paisaje. A partir de la presente directiva, se establecerá un sistema de evaluación previa también en la fase de planificación.

La directiva se aplica a los planes y programas que pueden tener efectos significativos en el medio ambiente, preparados y aprobados por una autoridad competente, o que son preparados por una autoridad competente para su aprobación por un acto jurídico, así como a las modificaciones de tales planes y programas. La evaluación ambiental es obligatoria en el caso de planes y programas elaborados con respecto a la ordenación del territorio urbano y rural, la utilización del suelo, el transporte, la energía, la gestión de residuos, la gestión de recursos hídricos, la industria, las telecomunicaciones, la agricultura, la silvicultura, la pesca y el turismo y que constituyan el marco de las autorizaciones posteriores de proyectos específicos enumerados en los Anexos I y II de la Directiva 85/337/CEE. También es obligatoria cuando se trata de aprobar planes y programas que pueden afectar a espacios protegidos por la Directiva 92/43/CEE y que deben evaluarse en virtud de esa directiva. Otros planes y programas que establezcan el marco de autorizaciones posteriores de proyectos deberán someterse a una evaluación ambiental si un examen realizado según los criterios del Anexo III de la directiva indica que pueden tener efectos significativos sobre el medio ambiente.

²⁷⁶ Con plazo para la entrada en vigor en los países miembros en tres años, desde su publicación en el Diario Oficial de las Comunidades Europeas en fecha 21-7-2001 hasta el 21-7-2004.

²⁷⁷ [Diario Oficial L 175 de 05.07.1985]

Se deja a la definición de los Estados miembros si otro tipo de planes y programas diferentes a los que se incluyen en el listado de la Directiva -siempre que éstos establezcan un marco para la autorización de proyectos- pueden tener efectos ambientales significativos y, por tanto, deben ser sometidos a la evaluación ambiental que establece la directiva. Antes de la adopción o la sumisión al procedimiento legislativo de un plan o programa, la autoridad competente del Estado miembro en cuestión deberá realizar una evaluación ambiental y redactar, tras consultar con las autoridades responsables en materia de medio ambiente, un informe medioambiental en el que se especifiquen, entre otras cosas: (1) el contenido y los objetivos principales del plan o programa; (2) las características ambientales de la zona que pudiera ser afectada por el plan o programa; (3) todos los problemas ambientales existentes relacionados con el plan o programa; (4) los objetivos nacionales, comunitarios o internacionales de protección ambiental que guarden relación con el plan o programa en cuestión; (5) las repercusiones ambientales que pudieran derivarse de la ejecución del plan o programa; (6) las medidas previstas para prevenir, reducir y compensar los efectos negativos en el medio ambiente; y (7) las medidas de seguimiento previstas. En la declaración se incluirá también un resumen no técnico de esa información.

El proyecto de plan o programa y el informe medioambiental deben ponerse a disposición de las autoridades responsables en materia de medio ambiente y del público, y se les dará la oportunidad de expresar su opinión sobre el proyecto de plan o de programa antes de su aprobación o sumisión al procedimiento legislativo. El Estado miembro responsable de la elaboración de un plan o programa deberá enviar una copia del proyecto del mismo, junto con una copia del informe sobre los efectos en el medio ambiente, a los demás Estados miembros: cuando considere que el plan o programa pudiera tener repercusiones ambientales en el territorio de otros Estados miembros, a petición de esos Estados miembros. A petición de esos Estados miembros, se iniciarán consultas con el Estado miembro responsable sobre los efectos transfronterizos del plan o programa, así como sobre las medidas previstas para reducirlos o eliminarlos. El informe medioambiental y las opiniones expresadas por las autoridades responsables y el público, así como los resultados de las consultas transfronterizas deben ser tomados en consideración por la autoridad competente durante la elaboración y antes de la adopción del plan o programa.

Cuando se apruebe un plan o programa, el Estado miembro responsable informará a las partes interesadas y consultadas. Pondrá a su disposición: el plan o programa aprobado, una declaración que resuma de qué manera se han integrado en el plan o programa los aspectos medioambientales y el informe medioambiental, las opiniones expresadas y los resultados de las consultas, las razones de la elección del plan o programa aprobado, las medidas de seguimiento previstas.

Los Estados miembros podrán establecer procedimientos coordinados para evitar la duplicación de las evaluaciones en el caso de aquellos planes o programas para los que existe obligación de efectuar una evaluación de sus efectos en el medio ambiente a la vez en virtud de la presente directiva y de otras normas comunitarias.

Hay una cuestión importante que se formulan diversos autores y también gestores: la evaluación ambiental estratégica europea: ¿es estratégica o es programática?. La Directiva 2001/42/CE se refiere exclusivamente a determinados planes o programas. Esto quiere decir que esta base normativa no garantiza, porque no obliga, a que las políticas o las iniciativas legislativas sean sometidas al procedimiento de evaluación ambiental estratégica. La Comisión Europea considera (Clark, 2000) que cualquier análisis que supera el nivel de proyecto tiene el carácter de estratégico, remarcando que este planteamiento alude a que, de acuerdo con la interpretación europea, la EAE se refiere a todos los niveles de decisión pública que superan el nivel de proyecto. En el contexto europeo, la EAE puede ocuparse incluso de decisiones acerca de alternativas de trazado o de localización. Así la aproximación europea a la EAE parece no muy estratégica sino más bien programática. Cuando un analista está estudiando los distintos trazados o rutas ya hay muchas decisiones tomadas. Esta aproximación es claramente tardía a la hora de discutir alternativas de transporte o de energía, frustra a la población y tiene poca influencia en el desarrollo de la nación. En el caso de una autopista hay decisiones que pertenecen claramente al nivel del proyecto. Por ejemplo, el hecho de si la autopista atraviesa o no un humedal puede ser una decisión estratégica, pero generalmente no lo es. En cambio, si la autopista atraviesa una región es definitivamente una decisión estratégica. Así Clark (2000): “usar la EIA para promover la sostenibilidad requiere una evaluación sobre el transporte de personas y bienes por autopistas o de otras formas. Estas son elecciones estratégicas”.

Desde el punto de vista expuesto por Clark, que examina –por así decirlo- la orientación de la directiva en la banda baja del ciclo político, la normativa europea es más bien programática que estratégica. Pero, si tenemos además en cuenta que la directiva está centrada en los planes y programas, podemos observar que la banda alta del ciclo político (las políticas e iniciativas legislativas) también han quedado fuera del campo del marco europeo normativizado para la evaluación ambiental estratégica. Esto queda representado claramente en la definición para la EAE europea derivada de la directiva que hacen Sheate *et al.* (2005) en un informe encargado por la propia Comisión Europea, donde la identifican como: “una forma de evaluación ambiental que tiene como objetivo identificar y evaluar los efectos de un plan o programa que puedan ser significativos para el medio ambiente, y cuyos resultados son tenidos en cuenta en el proceso de toma de decisiones”.

Hasta el momento, la mayor parte de las experiencias de EAE se han realizado en el nivel de planes y programas, desde el que pueden aplicarse rápidamente los procedimientos de EIA; de esta manera la EAE puede verse así como una extensión de la EIA que facilita la toma de decisiones estratégicas (Dalal-Clayton & Sadler, 1999). Consecuentemente, se han realizado muy pocas aplicaciones de la EAE en los niveles más altos de las políticas, aunque “quizá esto no es sorprendente porque la política es la prerrogativa de los políticos y de los burócratas senior, quienes resisten la intrusión de la EAE a este nivel” (Dalal-Clayton & Sadler, 1999). Si atendemos a la opinión de los autores, parecería que las limitaciones que puede tener la EAE para abordar los niveles altos de las decisiones políticas no son tanto de tipo técnico o metodológico, sino que están relacionadas con una cultura política. Una cultura que necesitaría un cambio para que se tuvieran en cuenta dos importantes cuestiones que nos permitirían enfrentar este dilema: los gestores y los decisores políticos deben aceptar la legitimidad de la EAE y reconocer que tiene un papel constructivo que jugar; y buscar los puntos del ciclo de toma de decisiones de forma que la EAE pueda jugar su papel en los puntos clave a lo largo de todo el proceso. Sin embargo, como reconocen los autores citados, esto representaría un cambio formidable. Por esto no es sorprendente que ya en el borrador de propuesta de 1997 de Directiva de evaluación ambiental estratégica se plantee exclusivamente la EAE de planes y programas y aún de forma restrictiva²⁷⁸.

²⁷⁸ Los autores hacen referencia a la Propuesta del Consejo de Directiva de evaluación estratégica de 1997, una directiva cuyo resultado final, en el tema que nos ocupa, no quedaría alejado de la propuesta original.

Sin embargo, diez años antes la Comunidad Europea era favorable a incluir el nivel de política en la evaluación ambiental estratégica; “lo que parece haber sido omitido como resultado de las repercusiones políticas y de la resistencia de los estados miembros a adoptar dicha aproximación” (Sadler & Baxter, 1997).

De acuerdo con Dalal-Clayton & Sadler (1999), según se ha ido reconociendo este dilema ha ido creciendo el planteamiento de que la EAE debería repensarse el formular una distinción metodológica entre la evaluación estratégica cuando se aplica al nivel de planes y programas y cuando se aplica al nivel de políticas.

No obstante, y a pesar de que la Directiva 2001/42/CE se refiere explícitamente a la evaluación ambiental de planes y programas, diversos estados miembros (República Checa, Finlandia) han explicitado en la transposición de la directiva a su legislación estatal la cobertura de las políticas. Por otra parte, y como se verá más adelante, puede destacarse la iniciativa de la Comisión Europea por la que asume desde el año 2003 la realización de evaluaciones de impacto integradas para las propuestas más importantes de la propia Comisión. Una iniciativa que es respuesta a los mandatos de la Estrategia de Desarrollo Sostenible de la Unión Europea: “En diciembre (de 2001), con motivo del Consejo Europeo de Laeken, la Comisión presentará un plan de acción para mejorar la reglamentación, con unos mecanismos para garantizar que todas las grandes propuestas legislativas incluyan una evaluación de los posibles costes y beneficios (económicos, medioambientales y sociales) de la acción o falta de acción, tanto dentro como fuera de la Unión Europea. El Consejo y el Parlamento deberán modificar las propuestas legislativas con el mismo espíritu” (CCE, 2001).

Existe, junto a la Directiva 2001/42 de evaluación ambiental estratégica, otro documento legal de ámbito internacional, como es el Protocolo de EAE del 2003 de Kiev. El Protocolo de evaluación ambiental estratégica se impulsó para completar la Convención sobre EIA en espacios transfronterizos (también conocida como Conferencia de Espoo de 1991). Una vez ratificado, el Protocolo de EAE requiere a las partes para evaluar los impactos ambientales y sobre la salud²⁷⁹ en sus propuestas de planes y programas, considerando también las propuestas de políticas y leyes. Tiene un alcance parecido a la directiva europea de EAE excepto por el énfasis que se pone a la

²⁷⁹ Esta preocupación especial por los impactos sobre la salud es reflejo de la activa participación de la Organización Mundial de la Salud (OMS) en su elaboración.

hora de considerar los impactos sobre la salud, así como por el requerimiento explícito de considerar los efectos transfronterizos. El protocolo de Kiev pone más énfasis que la directiva en cuanto a la definición más clara y transparente del papel y forma de información y participación pública²⁸⁰, ya que plantea las consultas públicas tan pronto como sea posible.

Principios de la evaluación ambiental estratégica

Si bien los principios pueden encontrarse generalmente antes de los desarrollos metodológicos o de procedimientos, en el caso de la evaluación ambiental estratégica, un instrumento cuyos polimorfismos e hibridaciones lo convierten en altamente variable y complejo, hemos preferido incluir la referencia de principios después de la introducción metodológica que suponen las referencias a la aplicación de EAE en el ámbito norteamericano y europeo. Algo que constituye a la vez una síntesis de origen y una orientación de futuro para este importante instrumento. En la tabla 4.2 adjunta se exponen algunos de los principios de EAE, teniendo en cuenta, como señalan Dalal-Clayton & Sadler (1999) “que éstos proporcionan una primera aproximación más que una última palabra, y están indudablemente sujetos a revisión”.

(A) Generales: un proceso de EAE debe:

- ajustarse al propósito y ser adecuado para aplicarse al nivel de política o al nivel de planes o programas
- tener integridad, lo que significa aplicarse de acuerdo con los objetivos y previsiones establecidas para él, y ser efectivo a la hora de alcanzar esos objetivos
- estar enfocado para aportar la información necesaria para las decisiones que deben tomarse, y centrarse en los temas claves y significativos
- conducirse mediante los principios del desarrollo sostenible (tomando en cuenta consideraciones ambientales, sociales y económicas)
- estar integrado con el análisis paralelo de las dimensiones y temas económicos y sociales, así como con otros instrumentos y procesos de planificación y evaluación
- relacionarse con la EIA de proyectos, quizá a través de mecanismos graduales
- ser transparente y abierto
- ser práctico, fácil de implementar, orientado a la resolución de problemas, y eficiente
- introducir nuevas perspectivas y creatividad (debería aportar mejoras, no ser una carga), y
- ser un proceso de aprendizaje (en esto es esencial comenzar “haciendo EAE” para obtener experiencia)

(B) Pasos de EAE: un proceso de EAE debe asegurar:

- *screening*: los agentes responsables llevan a cabo una apropiada evaluación de todas las decisiones estratégicas con consecuencias ambientales significativas

²⁸⁰ En este caso la diferencia respecto a la Directiva está en que el Protocolo acusa de forma más clara su vinculación con la Convención de Aarhus de 25 de junio de 1998, también conocida como la Convención sobre el acceso a la información, participación pública en la toma de decisiones y acceso a la justicia en materia ambiental. Texto online disponible: <http://www.unccc.org/env/pp/documents/ccp43e.pdf>

- momento: los resultados de la evaluación están disponibles lo suficientemente pronto para ser usados al tomar la decisión estratégica
- *scoping* ambiental: toda la información relevante está disponible para juzgar si: (i) debe procederse con una iniciativa dada; y (ii) los objetivos pueden alcanzarse de la manera más respetuosa con el medio ambiente (p.ej. a través de iniciativas alternativas o aproximaciones)
- revisión: la calidad de los procesos y la información se asegura mediante un mecanismo efectivo de revisión
- participación: lo antes posible debe estar disponible la suficiente información sobre las opiniones de todos los interesados (incluido el público afectado) para que sea tomada en cuenta al prepararse la decisión estratégica
- documentación: los resultados son identificables, comprensibles y evaluables por todas las partes afectadas por la decisión
- toma de decisiones y responsabilidad: está claro para todos los agentes y todas las partes afectadas cómo se llega a los resultados de forma responsable en la toma de decisiones
- post-decisión: debe incrementarse la información disponible sobre los impactos reales para juzgar sobre si debe modificarse la decisión

Tabla 4.2. Algunos principios para la evaluación ambiental estratégica (EAE)
(en Dalal-Clayton & Sadler, 1999: adaptado de Sadler, 1998; y Tonk & Verheem, 1998)

4.3 METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN AMBIENTAL ESTRATÉGICA

Modelos metodológicos de la evaluación ambiental estratégica (EAE)

La evaluación ambiental estratégica, debido a su origen reciente respecto a la EIA y al hecho de estar normativizada de forma parcial y local, presenta lo que podríamos denominar, siguiendo un símil ecológico, polimorfismos. Estas variaciones relativamente amplias entre las formas en que se aborda la metodología de la EAE han sido consideradas y expuestas por diversos autores (Fischer, 1999; Partidário, 2000; Oñate *et al.*, 2002; Dalal-Clayton & Sadler, 2003; Partidário, 2003) quienes por lo general también han procurado clasificar los diferentes grupos metodológicos. Como veremos, a pesar de su juventud, ya hay numerosos métodos distintos para enfrentar y desarrollar una evaluación ambiental estratégica. Por ejemplo Fischer (1999) en su análisis de los impactos socioeconómicos y ambientales en evaluaciones ambientales relativas a los transportes, llega a estudiar 36 evaluaciones ambientales diferentes, lo que le permite llegar a la conclusión de que pueden clasificarse en cuatro grupos o enfoques: (1) orientados hacia las políticas; (2) orientado hacia las políticas o programas y centrado en la variable medioambiental; (3) aquellas EAE que incorporan el análisis de coste beneficio; y (4) aquellas evaluaciones de proyectos de grandes dimensiones, con unas características similares a las de la evaluación de impacto ambiental.

También podemos destacar el tratamiento que Oñate *et al.* (2002) hacen de esta cuestión. Estos autores optan por una clasificación sistemática fundamentada en el planteamiento de un modelo general o conjunto de los diversos flujos de procesos de la evaluación ambiental estratégica. Este modelo general plasma de forma conjunta y relacionada las grandes fases a través de cuya combinación surgen los diferentes modelos metodológicos. Estas fases son: evaluación preliminar, análisis del PPP²⁸¹, evaluación de objetivos del PPP, análisis del ámbito afectado, identificación y efectos del PPP, medidas y recomendaciones de la EAE, y sistema de seguimiento. A partir de este modelo general establecen cuatro tipos de modelos no totalmente excluyentes: (1) modelo fundamentado en la EIA; (2) modelo fundamentado en el desarrollo sostenible; (3) modelo mixto fundamentado en la ordenación territorial; y (4) modelo

²⁸¹ PPP: políticas, planes y programas. El papel de estos elementos, dentro del ciclo político, se expone detalladamente en el apartado de políticas públicas del capítulo 1.

diseñado para el análisis de políticas y los niveles más altos del PPP²⁸². El modelo fundamentado en la EIA es el más utilizado y tiene gran difusión en los países que tienen una larga tradición de la práctica de EIA. Las fases fundamentales son: evaluación preliminar, análisis del ámbito afectado, análisis del PPP, identificación y efectos del PPP, y medidas y recomendaciones de la EAE (incluyendo el sistema de seguimiento). La aproximación metodológica de EAE fundamentada en la EIA deriva en ejemplos prácticos relativamente homogéneos. Este procedimiento es relativamente práctico, está bien asentado y es conocido tanto por los evaluadores como por la administración. Por otra parte, es una metodología bastante adecuada para los PPP de niveles bajos, donde las propuestas están ya relativamente bien definidas. La mayor limitación de este modelo está en la dificultad de compaginar su estructura con la complejidad y variabilidad con que se elaboran los PPP más altos. Otra limitación importante del modelo, que comparte con otros, está en la carencia de contraste de los objetivos desde el punto de vista de la sostenibilidad.

El segundo modelo de EAE o modelo fundamentado en el desarrollo sostenible se basa en cuatro elementos metodológicos clave: (1) análisis de las prioridades territoriales, planteadas como una respuesta práctica a los principios del desarrollo sostenible, de la conservación y de la gestión ambiental; (2) estudio de los aspectos estratégicos de la planificación, confirmando la coherencia de los objetivos y dando entrada temprana a la participación pública; (3) considera de forma importante los efectos acumulativos y las interacciones entre actividades económicas, recursos naturales y factores ambientales; y (4) hace una especial consideración de los efectos que sólo resultan significativos a largo plazo. Dada la práctica aún muy reducida de esta metodología, es difícil establecer sus ventajas e inconvenientes. Entre las primeras se encuentra la de que es uno de los caminos potenciales para que la EAE se convierta en un proceso que contribuya a alcanzar la meta del desarrollo sostenible.

El modelo mixto, fundamentado en la ordenación del territorio, es aplicable a todos los casos en que el territorio es el elemento central del procedimiento de evaluación. Si bien las variaciones dentro de este modelo son muy acusadas, se hace referencia como tipo a la Evaluación Ambiental Regional desarrollada por el Banco Mundial. Las ventajas de este modelo se encuentran en su flexibilidad metodológica y

²⁸² Oñate *et al.* (2002) distinguen aquellos PPP más estratégicos y menos concretos como “PPP de niveles altos” y a aquellos con mayor detalle y concreción como “PPP de niveles bajos”.

en el valor para evaluar varias políticas dentro de un mismo ámbito territorial. Los inconvenientes radican en la dificultad de someter a un procedimiento, la escasa adaptación para evaluar políticas y la escasa experiencia en su aplicación.

Finalmente, entre los modelos expuestos por Oñate *et al.* (2002) está el modelo para el análisis de políticas y PPP de los niveles más altos. La evaluación de políticas tiene tres aspectos que la diferencian de las de planes y programas, y que por tanto le confieren un carácter muy específico al procedimiento. El análisis de objetivos tiene una importancia clave, se acompañan de análisis coste-beneficio o multicriterio que tienen poca base ambiental, y las recomendaciones suelen incluir aspectos institucionales y el uso de instrumentos específicos. Entre las ventajas merece destacarse su flexibilidad metodológica. Por otra parte, se considera un modelo poco apto para los niveles bajos de los PPP, y que puede dar lugar a evaluaciones superficiales o justificativas.

Una vez expuestos los cuatro modelos, los propios autores (Oñate *et al.*, 2002) se preguntan si existe un modelo óptimo para realizar las evaluaciones ambientales estratégicas. La respuesta que dan es negativa, sobre todo porque la experiencia es aún reducida como para identificar claramente un modelo óptimo. En cualquier caso, y descartando el modelo de evaluaciones de políticas, por sus características muy específicas, los autores señalan que los modelos propuestos tienen en común una serie de etapas: selección de iniciativas a evaluar, definición del alcance y consultas públicas; evaluación de objetivos; definición del ámbito y estudio territorial; identificación de las propuestas del PPP, identificación de impactos, definición de indicadores y evaluación; selección de alternativas; y modificaciones al PPP y programa de seguimiento.

Por su parte, Dalal-Clayton & Sadler (2003) concluyen, a partir del estudio de las diferentes metodologías y clasificaciones de EAE, que pueden agruparse en tres tipos fundamentales: (1) los que introducen la EAE como un proceso relativamente separado y distinto, típicamente como una extensión de la EIA; (2) los que establecen la EAE como un sistema de dos niveles separando los requerimientos específicos para programas y planes sectoriales de requerimientos distintos para las políticas estratégicas; y (3) aquellos que incorporan la EAE en formas más integradas de la valoración de las políticas ambientales y de la planificación regional y territorial. Desde la perspectiva del enfoque, estos autores plantean, de forma convergente con trabajos

como el de Partidário (2000), la posibilidad de encarar el planteamiento de la evaluación ambiental estratégica desde dos aproximaciones: de arriba-abajo, en donde la aproximación a la EAE se realiza desde una visión propia del análisis de políticas y de planificación orientadas por las propuestas de desarrollo sostenible; y la perspectiva de abajo-arriba, en donde se aplica la EAE a los planes y programas usando básicamente la metodología de la EIA.

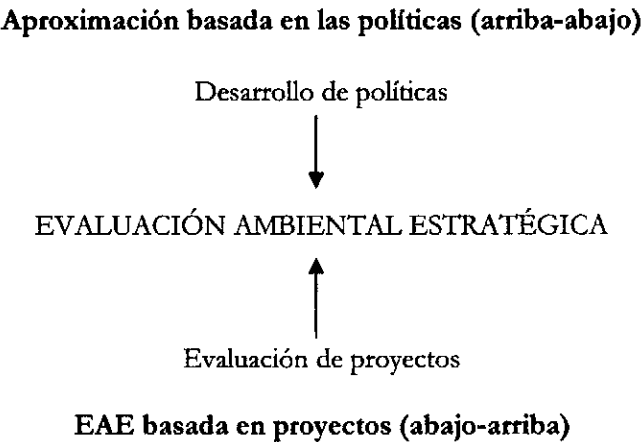


Figura 4.2. Aproximaciones EAE arriba-abajo *versus* abajo-arriba (en Chaker *et al.*, 2006)

La combinación de los dos grupos de clasificaciones que acabamos de ver ha dado lugar a un conjunto de modelos híbridos, para los cuales se hace necesario una nueva propuesta de clasificación que plantea Partidário (2003a,b) en cuatro grupos: basada en EIA; en dos pistas; integrada; y centrada en la decisión. En la tabla adjunta se exponen con detalle la definición de los modelos, ventajas, desventajas y ejemplos de aplicación de los diferentes grupos.

Modelo	Ventajas	Desventajas	Ejemplos
Basada en EIA (la misma aproximación que se usa para EIA)	<ul style="list-style-type: none"> - sencillez: el proceso está bien definido y es el mismo que se usa en la EIA 	<ul style="list-style-type: none"> - no flexible: limitada a los procedimientos EIA - la integración en el proceso de toma de decisiones no es sencillo - a veces pierde el valor estratégico - el valor añadido al proceso de toma de decisiones es muy limitado 	EEUU Países Bajos
Dos pistas (la EAE se elabora en paralelo pero de forma independiente de la planificación y elaboración de políticas)	<ul style="list-style-type: none"> - los procedimientos para el proceso EAE están claramente identificados - la buena articulación con los procesos de planificación que estén 	<ul style="list-style-type: none"> - para procesos de planificación poco estructurados este modelo tiene el riesgo de ignorar la dinámica de planificación - la integración en el proceso de decisión es crucial 	Gran Bretaña: valoración de la sostenibilidad (VS)

Modelo	Ventajas	Desventajas	Ejemplos
	bien estructurados puede dar resultados satisfactorios	- limitado valor añadido del proceso EAE si no se integra por completo en el proceso de decisión	
Integrado (EAE es una parte integral de la planificación y toma de decisiones)	<ul style="list-style-type: none"> - aporta flexibilidad: no tiene procedimientos definidos - dependiendo de las necesidades, los elementos de evaluación de impacto pueden engranarse en los procesos de formulación de PPP - minimiza los requerimientos de recursos humanos y financieros adicionales 	<ul style="list-style-type: none"> - no puede medirse o evaluarse la efectividad de la EAE porque no hay separación entre los dos procesos - la flexibilidad puede convertirse en un arma de dos filos en el caso de procesos de planificación menos estructurados y claros 	Nueva Zelanda
Centrado en la decisión (EAE adaptado a la planificación y elaboración de políticas)	<ul style="list-style-type: none"> - aporta flexibilidad - adopta un enfoque de mayor transparencia - está siendo cada vez más aceptado y adoptado - requiere solamente una definición legal menor 	<ul style="list-style-type: none"> - por el momento este modelo no ha sido probado extensamente y todavía no ha demostrado su efectividad 	Portugal Sudáfrica Canadá Gran Bretaña: valoración de políticas (VP)

Tabla 4.3. Ejemplos de modelos de EAE (*in* Chaker *et al.*, 2006, modificado de Partidário, 2003a,b)

A pesar de los notables esfuerzos que se han realizado hasta el momento hay que resaltar (Chaker *et al.*, 2006) que, debido a su controvertida naturaleza, la categorización de los modelos de EAE realizada no ha alcanzado más que un débil consenso entre los distintos gestores de este instrumento de las políticas ambientales preventivas. Esta situación convierte en difícil la tarea de establecer una metodología básica para el complejo metodológico que, hoy en día, queda agrupado bajo la denominación genérica de evaluación ambiental estratégica.

Metodología básica de evaluación ambiental estratégica

Como se ha observado, la metodología de EAE está teniendo diversas variaciones a lo largo del tiempo y a lo largo de los ámbitos geográficos y temáticos de su aplicación. No obstante, interesa poder definir de forma aproximada una metodología básica de referencia. Para esto, seguiremos fundamentalmente el trabajo de Jiliberto (2003). Así, según este autor “en lo que se entiende hoy como evaluación ambiental estratégica a escala internacional es, más que una metodología fundada en una definición estricta, una práctica que gira alrededor de un objetivo”, un objetivo que consiste básicamente

en evaluar los efectos ambientales de los PPP e integrarlos en el proceso de decisión. De esta forma, la evaluación ambiental estratégica de PPP (planes, programas y políticas sectoriales) se define como el proceso sistemático de estudiar y anticipar las consecuencias ambientales de las iniciativas propuestas en los altos niveles de la toma de decisión. Tiene como objeto incorporar el criterio ambiental desde el primer momento como elemento de decisión en todos los sectores y grados de la planificación, al mismo nivel que los criterios económicos y sociales.

La práctica básica de la EAE consiste en someter a un PPP a un análisis compuesto a partir de una serie de pasos que asimilan a la cadena de actividades de la EIA, pero que no necesariamente están tan formalizados, como puede verse en Lee (2006). Estos pasos (Jiliberto & Álvarez-Arenas, 2000; Jiliberto, 2003) que se recogen en la tabla 4.4 adjunta, configuran una aproximación metodológica, que se inicia con un análisis previo del contexto de evaluación que viene a dar lugar después al desarrollo del procedimiento general que se expone.

PROCEDIMIENTO DE EAE	
1. Análisis previo de la PPP	
—	identificación de los objetivos de la PPP
—	¿se requiere una EAE?
—	Definición del marco institucional y social
2. Definición del ámbito de aplicación de la EAE	
—	Análisis previo de los valores ambientales afectados
3. Análisis ambiental	
—	Identificación y caracterización de las alternativas
—	Informe del estado del medio ambiente
4. Evaluación de la información externa	
—	Recopilación de información sobre la PPP
—	Georreferenciación de las alternativas
—	Inclusión de expertos y organizaciones independientes
5. Participación pública	
6. Toma de decisión	
—	Análisis de las opciones alternativas

7. Información sobre la EAE
8. Seguimiento: Identificación de las medidas de seguimiento

Tabla 4.4 Procedimiento base de EAE (Jiliberto & Álvarez-Arenas, 2000; Jiliberto, 2003)

Por otra parte, Chaker *et al.* (2006), después de analizar la práctica de la evaluación ambiental estratégica en 12 países diferentes de muy diferentes contextos legislativos, y de prácticas tanto de evaluación como de planificación encuentran, a pesar de su variabilidad, un conjunto de hitos comunes a los procedimientos prácticos de EAE: definición del ámbito de aplicación, análisis de principales valores ambientales y alcance (*screening and scoping*); alcance temático²⁸³ de la EAE; documentación de la EAE; consideración de alternativas; mitigación de impactos y seguimiento; participación pública; y aseguramiento de la calidad²⁸⁴. De acuerdo con estos autores, en un escenario de elementos comunes para la EAE existen también unos retos comunes para su futuro: la identificación de los tiempos en que debe incorporarse la EAE a los procesos de toma de decisiones y de planificación; la integración de los resultados de la EAE en el proceso de decisión, y la participación pública en los niveles más elevados de las decisiones públicas.

Sin embargo, para que la evaluación ambiental estratégica sea socialmente efectiva requiere, además de una aproximación metodológica como las que se han presentado, un procedimiento administrativo que facilite y ampare su incorporación al procedimiento global de planificación. Así, y siguiendo a Jiliberto (2003) “el procedimiento de EAE de PPPs se entiende como un proceso que, corriendo paralelo al proceso de decisión sustantivo de la planificación, se distingue del mismo, por un lado, por la naturaleza de su función, que es apoyar y verificar la incorporación de la dimensión ambiental a la planificación, y por el otro, porque está participado por más agentes que los que constituyen el proceso de planificación, y por tanto es externo al mismo”. De esta forma, la evaluación ambiental estratégica de los niveles más altos de decisión (PPP) lleva implícito un consenso básico en lo que son los aspectos críticos del mismo, y cuyos temas de discusión (Jiliberto, 2003) son los siguientes: objetivos del proceso, como un elemento básico para determinar la naturaleza y alcance del

²⁸³ El alcance temático está relacionado con la definición en cada país del concepto de “medio ambiente”, esto es si el uso de este término se limita al entorno biofísico y químico, o si va más allá e incorpora también las consideraciones socio-económicas.

procedimiento; los principios bajo los cuales debe gestionarse el procedimiento para que sea coherente con los objetivos perseguidos; el marco legal, en donde es preciso decidir si el procedimiento de EAE debe estar respaldado o no por un marco legal propio; roles institucionales, para definir el papel en que los diferentes agentes institucionales y no institucionales participan en el procedimiento; objetivo del procedimiento de EAE, mediante el que se verifica qué es lo que se verifica durante el procedimiento; participación pública, que determina los diversos agentes que participan en el procedimiento EAE, el alcance de su participación y los instrumentos utilizados para esta participación; instancias del procedimiento, que determina los hitos del procedimiento y sus contenidos; productos del procedimiento, mediante la que se define la modalidad en que se documenta el procedimiento de EAE; y guías del procedimiento, que constituyen la guía operativa para orientar el procedimiento, y pone las herramientas necesarias a disposición de los participantes.

El lenguaje de comunicación entre los procesos de toma de decisión de las políticas, planes y programas, y el proceso de evaluación ambiental estratégica está construido a través de nuevos conceptos, como los propuestos por Jiliberto a través de la metodología de la evaluación ambiental estratégica analítica (EAEA) establecida en el Proyecto ANSEA. Un proyecto desarrollado por un consorcio constituido por entidades²⁸⁵ de siete países europeos y coordinado por el consultor internacional Jiliberto Herrera. De acuerdo con lo expuesto por Jiliberto (2003), se trata de un proyecto financiado por la Unión Europea con el objetivo de aportar mejoras teóricas y metodológicas de la evaluación ambiental estratégica, proporcionando un marco para la implantación de la Directiva europea de EAE mediante su adaptación y aplicación a las diversas realidades nacionales europeas. ANSEA es el acrónimo en inglés (*Analytical Strategic Environmental Assessment*) de evaluación ambiental estratégica analítica. El proyecto parte de la experiencia internacional existente en el campo de la evaluación ambiental estratégica e incorpora, de forma destacable, el conocimiento aportado por la teoría de la decisión a la evaluación ambiental. ANSEA procura integrar los valores

²⁸⁴ Se refiere a la calidad del procedimiento y de los documentos a través de procesos de control técnico que pueden ser realizados por comités independientes, comités ministeriales o la autoridad competente.

²⁸⁵ Miembros del consorcio ANSEA: TAU Consultora Ambiental, Madrid, España (coordinador del proyecto); Environmental Resources Management (ERM), Londres, Reino Unido; Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM), Milán, Italia; Foundation of the Faculty of Sciences and Technology of the New University of Lisbon (OCT), Lisboa, Portugal; Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes (UPM), Madrid, España; International Institute for the Urban Environment (IIUE), Delft, Países Bajos; Stockholm Environment Institute (SEI), Estocolmo, Suecia;

ambientales en los procesos de toma de decisiones estratégica que son los que dan lugar a las políticas, planes y programas (PPP). “Su propuesta consiste en que aquellos momentos del proceso de decisión de una política, plan o programa (PPP) susceptibles de generar, directa o indirectamente, un efecto ambiental, puedan ser identificados y tratados apropiadamente mediante una consideración analítica de los mismos. La aproximación de ANSEA se caracteriza por su enfoque centrado en el proceso de toma de decisión (...). Esta aproximación nace de la constatación de las limitaciones prácticas y teóricas de la evaluación ambiental estándar, enfocada en la predicción de impactos, cuando ésta se aplica a decisiones estratégicas.” (Jiliberto, 2003).

El resultado práctico del proceso de evaluación ambiental estratégica es el informe ambiental del Plan o Política que se estén analizando. En la figura 4.3 adjunta se expone, a modo de ejemplo, el esquema básico de interacción para un análisis de planificación del transporte urbano. El propio procedimiento de formulación del plan de transporte se desarrolla en paralelo con el proceso de evaluación ambiental, que a su vez está vinculado —como elemento fundamental— con el conjunto de procesos de participación de la comunidad. Como puede observarse, se trata de un procedimiento de realimentación secuencial que deriva en el plan como resultado de carácter sectorial y en el informe ambiental del plan como integrador.

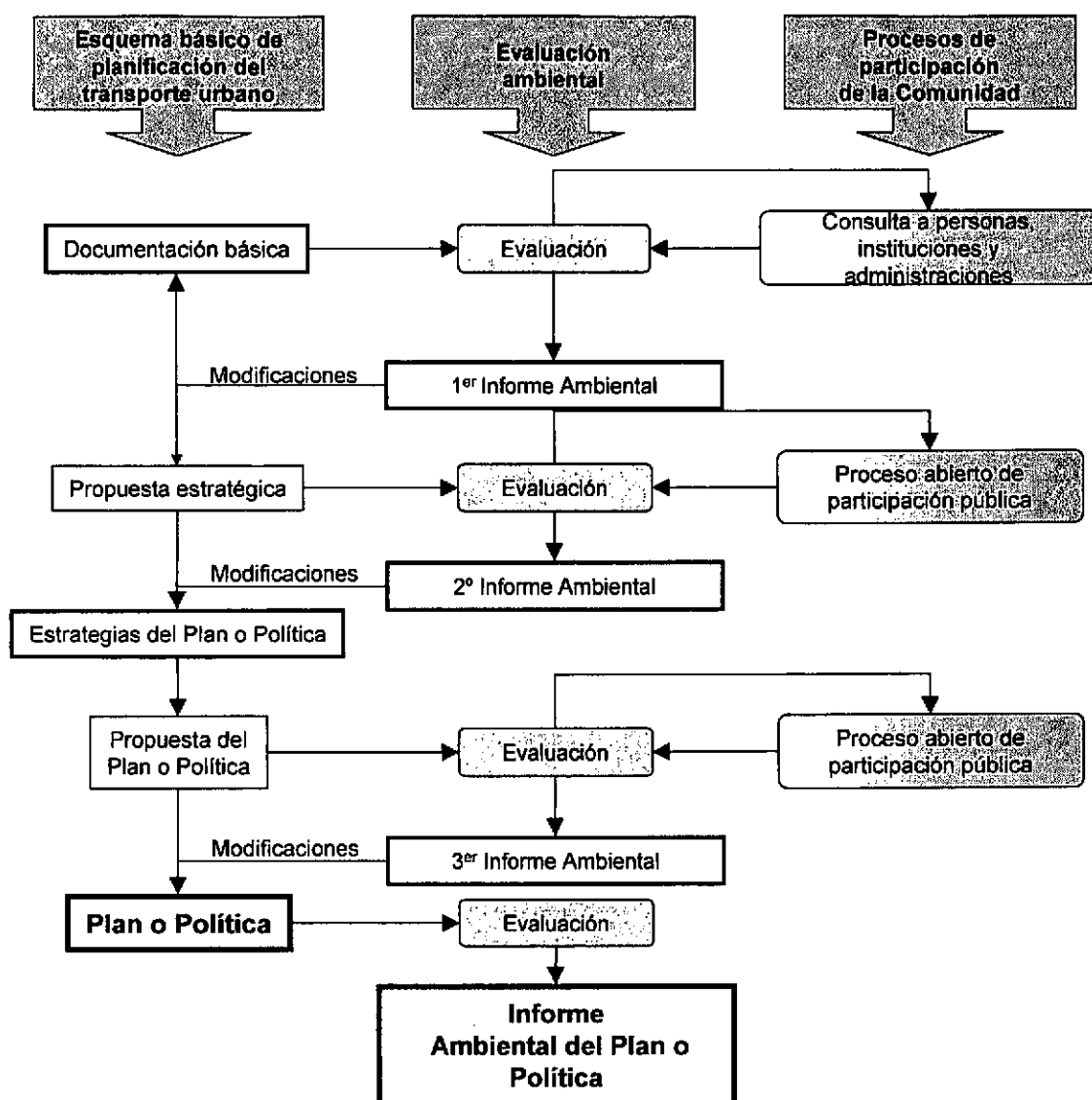


Fig. 4.4. Procedimiento base de evaluación ambiental estratégica (EAE)
(modificado de Jiliberto & Álvarez-Arenas, 2000 y de Jiliberto, 2003)

EAE europea normativizada Directiva 2001/42/CE: metodología e implicaciones

La Directiva 2001/42/CE de 27 de junio de 2001 relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente establece, desde una perspectiva normativa, el marco metodológico al que habrán de adecuarse los procedimientos de evaluación de planes y programas en el ámbito de la Unión Europea. Si bien la directiva es del año 2001 no es hasta el año 2004 cuando debería haberse verificado su trasposición a la legislación de los estados miembros. La experiencia de las políticas ambientales en la Unión Europea nos muestra que estos

procesos suelen ser más lentos que las previsiones oficiales. Por ejemplo, en España en el momento presente (mayo de 2006) acaba ahora de culminarse el proceso de incorporación de la directiva a la legislación estatal²⁸⁶. A partir de estos años vamos a asistir a un proceso de formalización tanto normativa como metodológica de la EAE en cada estado miembro. La metodología básica normativizada en la Unión Europea para la EAE habrá de tener presente el procedimiento, no excesivamente formalizado, que establece la directiva de referencia. Como es lógico, la directiva de EAE va a tener otras implicaciones. En este trabajo y en este apartado vamos a considerar una que pensamos puede tener una trascendencia relevante: la práctica conjunta de las directivas de EIA y EAE, una práctica de la que ya hay signos de que va a representar un reto y esfuerzo de coordinación e integración. Por otra parte, en este mismo apartado consideraremos y avanzaremos las bases metodológicas que va a tener la EAE en la próxima legislación básica estatal.

La metodología de la evaluación ambiental europea a partir de este proceso de normativización básica puede representarse esquemáticamente en la figura 4.5 adjunta.

²⁸⁶ A través de la Ley 9/2006, de 28 de abril, sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente, BOE núm. 102, de 29 de abril de 2006

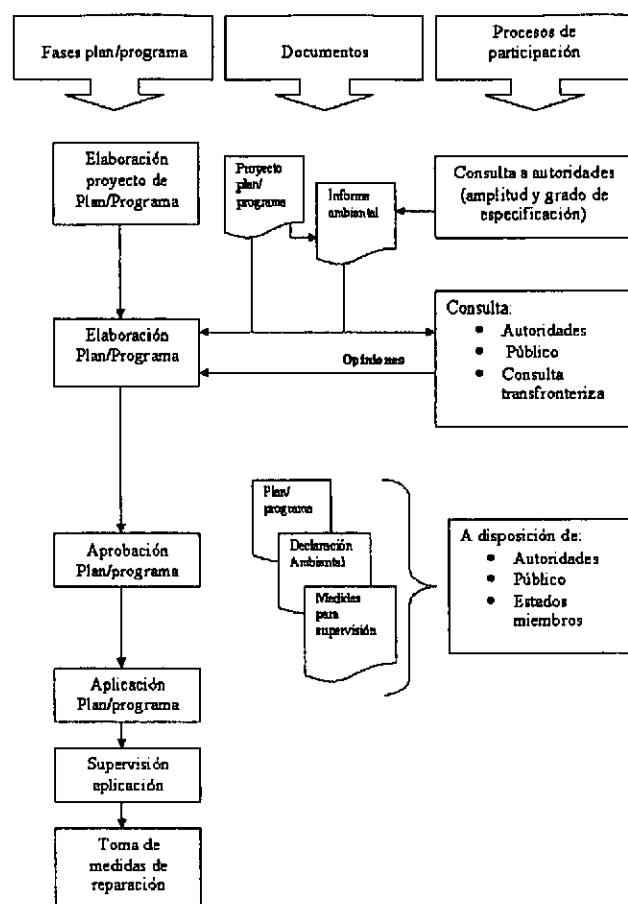


Figura 4.5. Flujograma de la metodología de EAE de acuerdo Directiva 2001/42/CE (elaboración propia)

Implicaciones de la coexistencia de las Directivas EIA/EAE

Desde el momento en que la Unión Europea aprueba la Directiva de evaluación de planes y programas cambia el escenario europeo de evaluación ambiental. Hasta ese momento se disponía de una norma obligatoria para la evaluación ambiental de proyectos o evaluación de impacto ambiental, y las fases del ciclo político superiores al proyecto se evaluaban o no dependiendo de la norma y cultura política de cada país miembro. A partir de la entrada en vigor de la directiva de evaluación de planes y programas, prevista para el año 2004, los países miembros deben disponer de normas nacionales que tengan en cuenta el mandato de la directiva. En sentido amplio podría considerarse que la Unión Europea cuenta en este momento con una aproximación a un sistema de evaluación ambiental. Y decimos aproximación porque, como se ha visto en el apartado correspondiente, la estructura, los instrumentos y las funciones no responden a un todo organizado. Pero, en cualquier caso, el actual seudossistema

europeo de evaluación ambiental no resulta de un proceso organizado y planificado, sino que resulta de la agregación de dos enfoques muy distintos de instrumentos de protección ambiental, como representan la actual EIA y la propuesta EAE. Por eso no es de extrañar que una de las preocupaciones actuales de la Unión Europea esté en cómo encontrar la forma de compatibilizar adecuadamente las dos categorías de instrumentos de evaluación ambiental. En fechas recientes Sheate *et al.* (2005) presentan a la Comisión Europea un estudio encargado por ésta y cuyo objetivo es, precisamente, analizar las relaciones entre las Directivas de EIA y EAE y proponer medidas que puedan contribuir a evitar disfunciones y a definir medidas que puedan mejorar la coordinación entre ambas. Estos autores realizan un detallado análisis textual de las dos Directivas, así como un estudio de países en los que ya existe cierta práctica combinando los dos instrumentos, tanto dentro de la Unión Europea (Austria, Dinamarca, Francia, Alemania, Irlanda, Suecia y Reino Unido), como en Norteamérica (Estados Unidos y Canadá). Las medidas propuestas por Sheate *et al.* (2005) alcanzan el corto, medio y largo plazo. Para el corto plazo los autores proponen: (1) los estados miembros (EM en adelante) deberían considerar si es posible y/o apropiado coordinar (en paralelo o vinculados) los procedimientos de EIA/EAE (ver figuras 4.6 y 4.7); (2) cuando los EM tengan que decidir entre reemplazar EIA con EAE o aplicar EIA a planes y programas deberían considerar cómo cumplir los requerimientos de la dos directivas; (3) los EM examinarán los posibles huecos entre las directivas de EIA y EAE para decidir cómo se gestionan los planes/programas y proyectos que caigan entre las directivas (o que no tengan directiva de aplicación), a fin de asegurar que los efectos significativos para el medio ambiente se tienen en cuenta en el nivel más adecuado de evaluación; (4) cuando puedan aplicarse tanto la EIA como la EAE los EM determinarán la mejor forma para coordinar el contenido de las evaluaciones y de los procesos de toma de decisión, y considerarán si es apropiado crear responsabilidades diferenciales claras para diferentes aspectos en diferentes niveles.

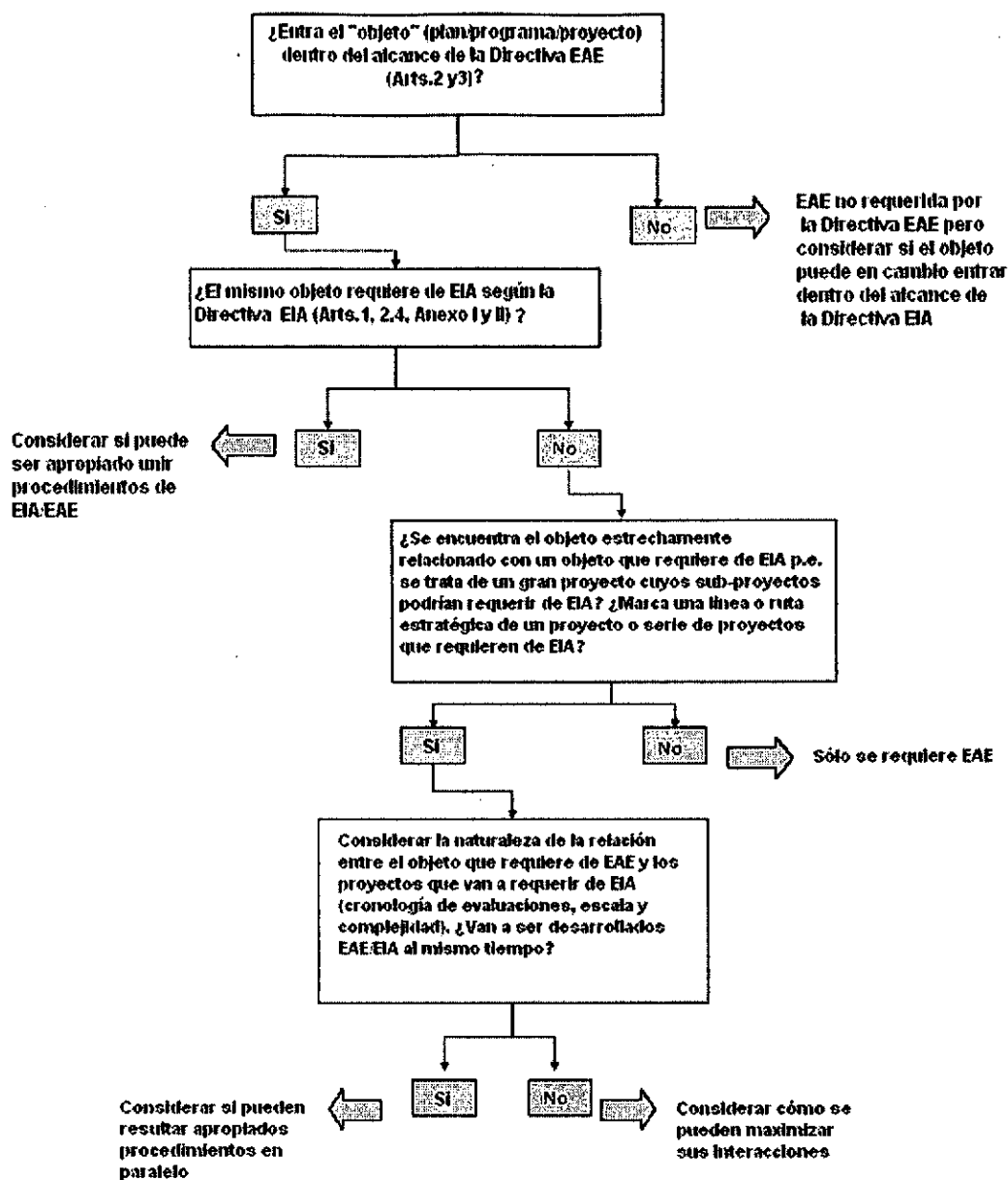


Figura 4.6. ¿Qué procedimiento de evaluación se aplica? (a partir de Sheate *et al.*, 2005)

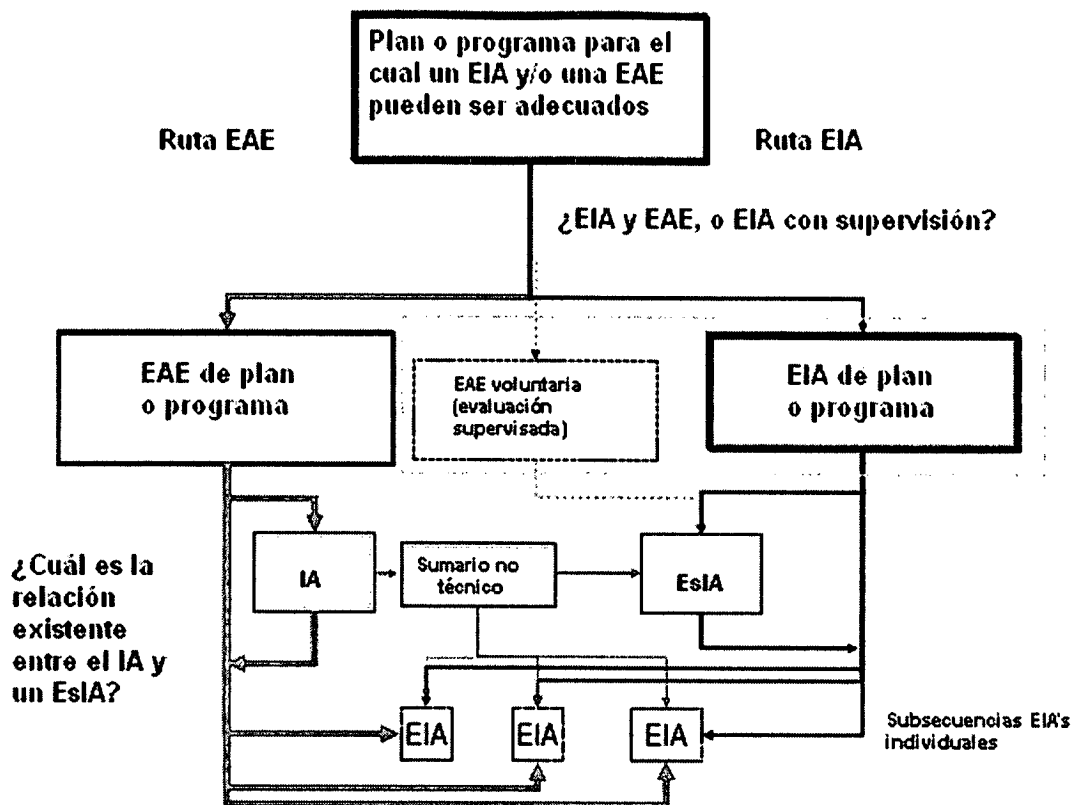


Figura 4.7. Esquema genérico para cuando se requieren EIA y EAE (procedimientos paralelos) (a partir de Sheate et al., 2005)

Los autores del trabajo de referencia (Sheate *et al.*, 2005) proponen también una serie de recomendaciones para ser tenidas en cuenta en el medio plazo (seguimos la numeración anterior): (5) la Comisión, correspondiendo a los procesos de revisión de las directivas EIA y EAE debería considerar el alcance para clarificar, en una o ambas directivas, las definiciones de proyecto, programa y plan; (6) la Comisión o los Estados Miembros deberían facilitar orientación sobre el contenido de los estudios de impacto ambiental y los informes medioambientales para asegurar una relación jerárquica consistente entre los dos procesos; (7) una vez que los estados miembros tengan más experiencia en operar con los dos procesos juntos, la Comisión y/o los estados miembros deberían elaborar más investigaciones en esta área, incluyendo investigaciones especializadas sobre la aplicación de la EIA y EAE a sectores específicos como los proyectos de desarrollo urbano, y los sectores de la energía y del transporte; (8) los estados miembros deberían considerar la posibilidad de revisar su legislación de EIA y EAE cuando se tenga algo más de experiencia en operar ambos procesos de forma conjunta, para ver si conviene definir una aproximación más consistente o

consolidada. Para el largo plazo los autores proponen que: (9) la Comisión debería, después de que se haya adquirido experiencia suficiente de las directivas de EIA y EAE operando juntas, considerar si la consolidación de las dos directivas podría alcanzar mayor consistencia y eficiencia para la evaluación ambiental en los estados miembros.

Metodología de la EAE normativizada en España

La práctica de la evaluación ambiental estratégica en España, hasta el momento de su reciente normativización a través de la ley de evaluación ambiental estratégica, se viene desarrollado a través de diversas iniciativas, tanto en ámbitos sectoriales como puede ser las infraestructuras de transporte y donde puede destacarse la aplicación metodológica realizada por Arce & Gullón (2000), como ámbitos más metodológicos, como el proyecto ANSEA (Jiliberto, 2003) que hemos visto anteriormente.

El proceso de trasposición de la Directiva 2001/42/CE en España acaba de completarse. En el mes de abril de 2006 se ha aprobado la nueva ley de evaluación ambiental estratégica que modificará el escenario de la legislación básica estatal española en materia de protección ambiental. A pesar de que acaba de producirse su aprobación, nos parece de interés exponer en este texto algunas de las líneas metodológicas que plantea esta nueva norma de acuerdo con lo que ya se preveía. Para ello seguimos el trabajo de Gamarra (2005) que entendemos, desde su responsabilidad en la administración²⁸⁷, particularmente representativo del proceso que se ha seguido. Singularmente, merece destacarse que, de acuerdo con el autor, la trasposición tiene en cuenta la experiencia –tanto negativa como positiva– de la EIA. En cuanto a las experiencias negativas que han contribuido al nuevo proceso el autor destaca “la inadecuada utilización de la herramienta como justificante ambiental de decisiones adoptadas previamente”, mientras que por el lado positivo Gamarra destaca “las soluciones encontradas para proyectos en los que realmente se han tenido en cuenta aspectos ambientales, ya que producen menos impactos, menos ruido, menos compartimentación del territorio, menos contaminación, menos consumo de recursos”. En el proyecto de ley de evaluación ambiental de planes y programas se diferencian (Gamarra, 2005) los siguientes actores y su reparto de tareas, que constituyen el armazón metodológico del proceso: el órgano promotor, que prepara el

²⁸⁷ En fecha de referencia Gamarra Rocandio es Subdirector General de Evaluación Ambiental del Ministerio de Medio Ambiente.

plan o programa y el informe de sostenibilidad ambiental²⁸⁸; el poder público que aprueba el plan evaluado ambientalmente; el órgano ambiental encargado de garantizar que en el proceso de evaluación se definen los objetivos ambientales, los principios de sostenibilidad, la integración de los aspectos ambientales, la participación institucional y pública, el concierto entre la planificación y lo ambiental, así como el análisis del proceso de integración ambiental. La metodología básica propuesta que va a conformar el esqueleto de la metodología normativizada en España para la evaluación ambiental estratégica se reproduce en la figura 4.8 adjunta.

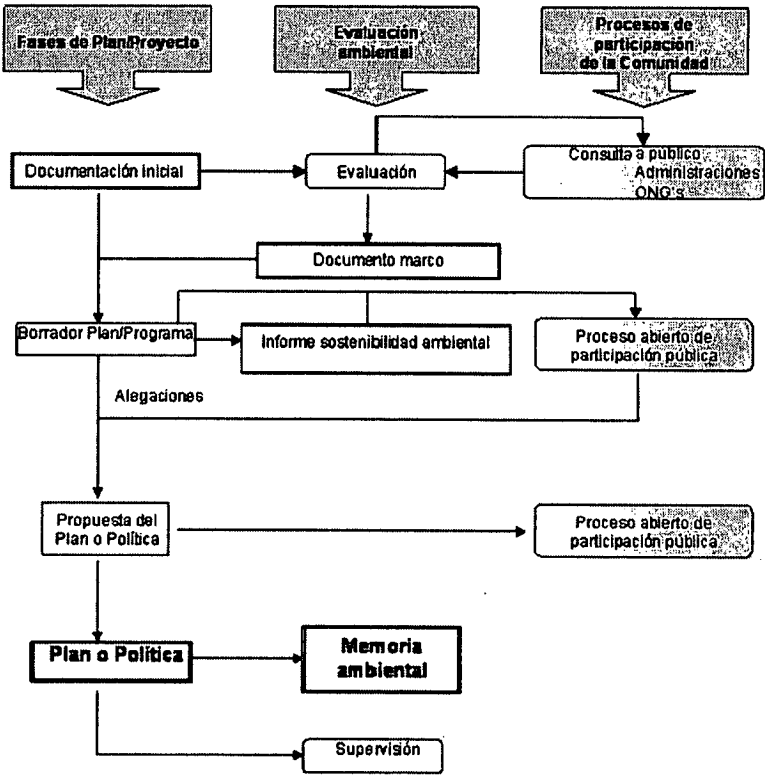


Figura 4.8. Metodología básica de EAE normativizada en España (elaboración propia)

²⁸⁸ La nueva ley introduce el 'informe de sostenibilidad ambiental' sustituyendo el término 'informe medioambiental' que le da la directiva de referencia. En nuestra opinión, y de acuerdo con lo que venimos exponiendo, no parece adecuado incluir el término 'sostenibilidad' que tiene una dimensión triple (económica, social y ambiental) integrada para después adjetivarlo y limitarlo al campo ambiental, lo que va a producir confusiones innecesarias. Esta solución parece más cosmética que ajustada a las necesidades de mantener un cierto rigor metodológico a la hora de plantear nuevos documentos o procesos.

La evaluación ambiental estratégica en el nivel de las políticas

Tanto si analizamos la estructura normativizada como la teoría o la práctica de la EAE, se observa que existe una discontinuo metodológico entre la EAE de planes y programas y la EAE de políticas. Como ya ha sido referido (Dalal-Clayton & Sadler, 1999), la mayor parte de las experiencias de EAE se han realizado en el nivel de planes y programas, y sin embargo se han realizado muy pocas aplicaciones de la EAE en los niveles más altos de las políticas. La razón por la que se produce este segundo fenómeno es lo que estos autores señalan como resistencia del sistema político a sentar a la EAE en la mesa de sus decisiones. De acuerdo con los autores citados, a partir de estas certidumbres, ha ido creciendo el planteamiento de que la EAE debería repensarse para distinguir claramente entre las diferencias metodológicas de la evaluación estratégica cuando se aplica al nivel de planes y programas y cuando se aplica al nivel de políticas²⁸⁹.

Como acabamos de ver, el dilema sobre la posibilidad o conveniencia de repensar un análisis diferenciado entre las EAE de planes y programas y las EAE de los niveles más altos del ciclo de decisión, esto es la generación de políticas e iniciativas legislativas, ha derivado efectivamente en la génesis de una subdisciplina para el estudio e impulso de las EAE del nivel político. Sadler (2005) expone que “la distinción entre aplicaciones de la EAE en nivel de políticas y la EAE en nivel de planes y programas proporciona un útil marco organizativo para la discusión sobre estos conceptos y experiencias”.

En este sentido puede destacarse la celebración en Praga en el mes de septiembre de 2005 de la Conferencia Global de la *International Association for Impact Assessment*, en donde uno de los temas tratados en mayor profundidad ha sido la aplicación de las EAE en las políticas o legislación²⁹⁰.

La evaluación ambiental estratégica se enfrenta al reto de incorporar elementos de interés y necesidad a la fase más alta de ciclo de decisión: la conformación de las

²⁸⁹ Estos autores señalan que, de hecho, hay una corriente de pensamiento que va más allá, planteando que es necesaria aún una visión más holística que ha sido denominada análisis de sostenibilidad (*sustainability analysis*) (Dalal-Clayton, 1993)

²⁹⁰ El Ministerio de Medio Ambiente de la República Checa ha comisionado la publicación del libro: “*Strategic Environmental Assessment at the Policy Level. Recent Progress, Current Status and Future Prospects*” editado en 2005 por Sadler, en donde se reúnen las aportaciones más relevantes de la práctica de la EAE al nivel de políticas en nueve países (Canadá, República Checa, Dinamarca, Finlandia, Hong Kong SAR, Países Bajos, Nueva Zelanda, Noruega y Gran Bretaña) y el Banco Mundial.

políticas y la elaboración de las normas legales. De acuerdo con Sadler (2005) la anatomía de la EAE de nivel de políticas puede representarse en tres formas: rápida solución como soporte a la necesidad de rápidas respuestas políticas a situaciones críticas y cuestiones que tienen implicaciones ambientales; rápida valoración que se aporta a un proceso de diseño de política de forma que sus efectos ambientales se limiten dentro de niveles moderados; y formas de EAE más extensivas en los casos en que las políticas pueden tener un significativo impacto sobre el medio ambiente, de modo que se formulen mediante un proceso basado en evidencias y razonablemente estructurado y sistemático”.

Por otra parte, el proceso de creación legislativa es un proceso particularmente estructurado, donde –salvo emergencias o excepciones- se cuenta con un calendario razonablemente definido y previsible. Puede afirmarse que los borradores legislativos o proyectos de ley representan el estadio final del proceso de formulación de políticas, donde éstas se limitan y se hacen más precisas. La experiencia de aplicación de EAE en propuestas legislativas es, hasta el momento, muy limitada. No obstante la experiencia en países en donde se ha iniciado esta andadura, como Dinamarca, sugiere (Elling, 2005) que el papel de la EAE en la toma de decisiones contribuye a un ajuste fino de las decisiones, si bien provoca también un debate político más amplio.

Dada la variabilidad y el aún reciente desarrollo de esta subdisciplina de la EAE que concierne al nivel de formulación de políticas y elaboración legislativa, parece adecuado, más que exponer una metodología básica –cuyas referencias generales para el instrumento de EAE ya han sido aportadas antes- proceder a incluir una de las últimas guías de principios generales y de buenas prácticas para la EAE de políticas y legislación, como se expone en la tablas 4.4 y 4.5 adjuntas.

Principios guía de la EAE de políticas y legislación	
El proceso de EAE debe ser:	
- adaptado al propósito:	adaptado al contexto y características del proceso de formulación de políticas o elaboración de leyes
- dirigido a la sostenibilidad:	debe ser conducido a través de la óptica de los principios y reglas de la sostenibilidad para situar los potenciales efectos de una propuesta en un marco de referencia prudente y de largo plazo
- los objetivos por delante:	comprometido en referencia con las metas, objetivos, e indicadores ambientalmente relevantes
- enfocado en la fuente:	concentrado en las políticas, iniciativas legislativas y otras propuestas gubernativas que son ambientalmente significativas o que pueden implicar un desarrollo insostenible
- relevante en	debe estar orientado a los temas e información que tienen importancia en las

Principios guía de la EAE de políticas y legislación	
El proceso de EAE debe ser:	
cuanto a las decisiones:	leyes o la formulación de políticas
- orientado a los resultado y los efectos:	dirigido en lo posible a promover buenas decisiones políticas para el medio ambiente así como a asegurar que los efectos adversos causen el menor daño posible
- integrador:	involucrado con los vínculos políticos entre los límites sectoriales y con los efectos económicos, sociales, sanitarios, y otros, como apropiados y necesarios
- transparente y abierto:	basado en requerimientos y procedimientos claros y de fácil comprensión, incluyendo las disposiciones para formas apropiadas de consulta pública
- que asegure la calidad:	establecidos a través de pautas y protocolos que alcancen los estándares internacionales y la consecución de los propósitos
- efectividad del coste:	que se complete de acuerdo con los términos de referencia y dentro del plazo, presupuesto y recursos previstos

Tabla 4.4. Principios guía para las EAE de políticas y legislativas
(en Sadler, 2005; adaptado y actualizado de anteriores trabajos del autor)

Principios de buenas prácticas de la EAE de políticas y legislación	
Se expone una serie de principios para la implementación del proceso de EAE:	
1	Aplicar la EAE en el estadio apropiado, lo antes posible, del nivel de toma de decisión (las opciones más amplias para la integración ambiental se encuentran en el escalón más alto)
2	Focalizarse en los sectores de las políticas que son más significativos ambientalmente (p.ej. energía, transportes, servicios públicos y edificación)
3	Aportar una evaluación proporcionada al nivel adecuado si la EAE va a aplicarse también después a planes o programas (como está descrito en el preámbulo de la Directiva de EAE)
4	Reconocer que una misma magnitud no es adecuada para todo, y adecuar la amplitud de aproximación a los temas políticos a las necesidades (p.ej. una revisión en profundidad respecto a una valoración rápida)
5	Buscar opciones creativas para mejoras ambientales así como medidas para mitigar los efectos adversos
6	Tener en cuenta los impactos económicos y sociales relacionados si no están considerados en otros procesos, y también los impactos a muy largo plazo
7	Explotar el potencial de EAE como un vector de cambio en los procedimientos (más transparencia y formulación de políticas basadas en evidencias) y en lo sustantivo (contenidos más verdes en las políticas)

Tabla 4.5. Principios de buenas prácticas de las EAE de políticas y legislativas
(en Sadler, 2005; adaptado y actualizado de anteriores trabajos del autor)

En relación con la aplicación práctica de la evaluación de las políticas, puede destacarse la iniciativa de la Comisión Europea de incorporar, a partir del año 2003, la realización de evaluaciones de impacto integradas (considerando las dimensiones económicas, sociales y ambientales) en las propuestas de la Comisión. Esta iniciativa se enmarca en la primera Estrategia de Desarrollo Sostenible de la Unión Europea, cuyo subsecuente desarrollo propone que se introduzca un método coherente para análisis de los impactos para todas las propuestas importantes de la Comisión. Aunque las valoraciones efectuadas por Wilkinson *et al.* (2004) de los resultados de esta medida

para el año 2003 son relativamente modestas, los autores resaltan la importancia que tiene el proceso y el paso que significa en la dirección de incorporar los postulados del desarrollo sostenible a los niveles más altos del ciclo de decisión en el ámbito de la Unión Europea. En cualquier caso, aún es pronto para valorar en su justa medida el alcance potencial de un procedimiento que lleva sólo tres años implantado.

Siguiendo a Pardo Buendía podemos afirmar que “lo más interesante de la evaluación ambiental de políticas, es que implica un enfoque más amplio que el del mero control; suponen una oportunidad para establecer una nueva praxis de conservación y desarrollo, ya que de una manera u otra sitúan en el centro del debate los objetivos y consecuencias de los modelos de desarrollo”. De esta forma, si se consigue establecer la evaluación ambiental y social de políticas, planes, programas y proyectos, y esto aparece unido al debate social cada vez mayor que se está produciendo sobre la posibilidad de un desarrollo sostenible, pueden crearse y tal vez consolidarse unas condiciones firmes para el cambio de rumbo en las políticas concretas y reformas radicales de la Administración ambiental, allí donde sean necesarias (Pardo, 2002).

4.4 LA EAE EN EL ESCENARIO DE DESARROLLO SOSTENIBLE

La evaluación ambiental estratégica (o una aproximación equivalente) puede usarse como un complemento de la EIA de proyectos de forma que lleguemos incorporar las consideraciones ambientales y las alternativas directamente en el diseño de políticas, planes y programas (Dalal-Clayton & Sadler, 1999). Si aplicamos de forma sistemática la EAE en la parte alta del nivel de decisión antes de que se formulen las políticas económicas, fiscales y comerciales, entonces la evaluación ambiental estratégica puede convertirse en un vector que contribuya a que el proceso de planificación y de toma decisiones sea más próximo a las pautas de sostenibilidad, un objetivo que proponen tanto la Comisión Brundtland como la Agenda 21. En la medida en que la EAE se aproxima a los niveles más altos de decisión, puede incluso contribuir a potenciar el papel de las EIA de proyectos, ya que éstas serán más consecuentes y también podrá reducirse el tiempo y los recursos que han de invertirse para elaborarlas.

La EAE también puede tener un papel importante en el nivel más alto de los procesos de decisión, en el que se formulan las políticas y se elaboran las propuestas legislativas. Para este nivel Sadler (2005) afirma que “la EAE proporciona un punto de enganche para una aproximación integrativa de la formulación de políticas, lo que es consistente con la agenda para implementar el desarrollo sostenible acordada en 2002 en Johannesburg”. De ambas afirmaciones podemos extraer la conclusión de que la EAE puede tener un papel destacado en la promoción del desarrollo sostenible.

Una vez que se ha reconocido el valor y necesidad del enfoque de la evaluación ambiental estratégica, se ha procurado que ésta pueda contribuir a mejorar los procesos de decisión orientados por la transición al desarrollo sostenible. Pero no solamente los procesos de decisión de los países industrializados respecto a sus propias políticas, planes y programas, sino también en el escenario de la cooperación internacional al desarrollo. Hasta el momento diversas instituciones internacionales han ido tomando iniciativas para promover esta transición (Dalal-Clayton & Sadler, 1999) en el ámbito de la cooperación al desarrollo. En fecha tan temprana como 1978 el Consejo de Calidad Ambiental (CEQ) de los Estados Unidos prepara regulaciones de la NEPA y específicamente requerimientos de las “evaluaciones programáticas” que se aplicarán a

la USAID. En 1989 el Banco Mundial adopta una directiva interna sobre EIA que permite la preparación de evaluaciones sectoriales o regionales. En 1991 una sección de la Convención de UNECE sobre EIA en espacios transfronterizos promueve la aplicación de las evaluaciones ambientales para políticas, planes y programas. También en 1991 el Comité de Asistencia al Desarrollo de la OCDE adopta un principio para el análisis y seguimiento de los impactos ambientales de los programas de asistencia. En 1995, el PNUD introduce el análisis estratégico como herramienta de planificación. Más recientemente, en 1997, la *International Association for Impact Assessment* (IAIA), la asociación de referencia en el progreso técnico y científico en evaluación ambiental, que organiza anualmente conferencias para explorar nuevas ideas, celebra en Nueva Orleáns la 17 conferencia anual, y donde uno de los temas fundamentales consiste en explorar la idea emergente de que la evaluación ambiental estratégica (EAE) es la mejor opción para enfocar las propuestas de desarrollo (Partidário & Clark, 2000).

EAE ante la transición hacia la sostenibilidad

Desde principios de la presente década, las discusiones acerca de la evaluación ambiental estratégica han contribuido a revitalizar el interés por la sostenibilidad y el desarrollo sostenible en la evaluación ambiental (Noble, 2002).

Cuando analizamos las posturas de la escuela americana de EIA y EAE, observamos que la EAE se entiende como una transformación evolutiva de la EIA (Clark, 2000) cuyo objetivo es superar las rigideces de la práctica de la EIA y su falta de adaptación a los procesos estratégicos de decisión política de los niveles superiores al proyecto, especialmente a los planes, políticas e iniciativas legislativas. No obstante, el carácter estratégico y la flexibilidad de que se le dota en América a la nueva EAE no garantiza necesariamente la capacidad de este instrumento para predecir la sostenibilidad. Así Clark (2000), uno de los referentes más importantes de la escuela norteamericana de evaluación ambiental plantea que: “uno no debería hacer una propaganda excesiva de la EAE como un análisis que puede predecir la sostenibilidad. La EAE puede ayudar a esclarecer muy diferentes caminos, pero no puede prevenir tropiezos. La EAE requiere, de forma importante, la integración del análisis ambiental, económico y social. Quizá uno de los primeros pasos esté en acostumbrar a los gestores que toman decisiones a los instrumentos de evaluación ambiental (y a las

limitaciones de estos instrumentos). Todavía quedan por resolver muchas dificultades, pero el mundo necesita mecanismos, herramientas e instrumentos para saber de qué lado sopla el viento, incluso aunque ese instrumento sea un pulgar húmedo”.

Desde una postura más pragmática que la anterior, y de acuerdo con Partidário y Clark (2000), la evaluación ambiental estratégica puede jugar un papel hacia la sostenibilidad si se alcanzan diversas condiciones. La primera de ellas exige que se establezca una adecuada articulación entre las políticas sectoriales y el contexto institucional. La segunda es que se disponga de alternativas creíbles y posibles que permitan la evaluación de la decisión basada en valores comparables más que en valores absolutos. La tercera de las condiciones estriba en el reconocimiento de que la incertidumbre es una característica de cualquier decisión política o de planificación. La cuarta plantea la necesidad de disponer de indicadores sencillos y prácticos que permitan asistir la monitorización de decisiones para determinar los efectos reales. La última de las condiciones requeridas es la existencia de buenos mecanismos de comunicación para asegurar que todos los agentes del proceso EAE están involucrados adecuadamente y que sus perspectivas están contempladas.

Como venimos viendo, la sostenibilidad se ha convertido en una meta clave de la agenda ambiental. Si definir la sostenibilidad sigue siendo complicado, aún lo es más el ir consiguiendo su desarrollo práctico. Es complicado establecer lo que es sostenibilidad y cómo puede medirse. Para avanzar en este campo se hace necesario progresar en técnicas de análisis cualitativo y cuantitativo, a través del desarrollo de indicadores. Los indicadores llamados tradicionales (indicadores de calidad de vida e indicadores ambientales) son bien conocidos desde hace décadas. En la actualidad están definiéndose e implementándose nuevos indicadores conocidos específicamente como indicadores de sostenibilidad o indicadores de desarrollo sostenible (IDS). Tanto los indicadores clásicos como los de sostenibilidad se están incrementando e incorporando activamente en el procedimiento de evaluación ambiental estratégica, con lo que se viene dando una dimensión más concreta al concepto de sostenibilidad. Como hemos expuesto más arriba, una de las cinco condiciones claves para asegurar el papel de la EAE en el escenario de desarrollo sostenible es “disponer de indicadores sencillos y prácticos que permitan asistir la monitorización de decisiones para determinar los efectos reales” (Partidário & Clark, 2000).

En este contexto se están desarrollando instrumentos específicos como la valoración estratégica de la sostenibilidad (*Strategic Sustainability Appraisal*). Siguiendo a Partidário & Moura (2000), la valoración estratégica de la sostenibilidad (en adelante también VES) no es un procedimiento como la EAE o la EIA, sino que más bien actúa como “un instrumento que, operando dentro del contexto del procedimiento de EAE proporciona un escenario basado en aproximaciones cuantificables (umbrales y objetivos) y un mecanismo para contrastar las tendencias de sostenibilidad de estrategias propuestas o en desarrollo (ya sean políticas, planes o programas). En este contexto, los indicadores de sostenibilidad se usan para vincular los objetivos de las políticas a la sostenibilidad, mientras que los umbrales y metas permiten la medida cuantificada de la efectividad de la estrategia para alcanzar la sostenibilidad”.

La valoración estratégica de la sostenibilidad (VES) se desarrolla en 1997 como resultado del esfuerzo para alcanzar los requisitos de sostenibilidad de una forma más operativa en el contexto de la metodología de evaluación ambiental estratégica de COMMUTE²⁹¹, un proyecto de investigación del transporte de la Comisión Europea. En el nivel operativo estratégico debe definirse para cada sector un modelo de referencia, que para el caso del sistema de transporte se entiende que debe incorporar los siguientes requisitos: efectividad, eficiencia, menos contaminante, más seguro que los existentes, y que integre las estrategias de planificación de los usos del suelo y del transporte en vistas a reducir los impactos ambientales de los transportes. La política común de transporte de la Unión Europea también está adoptando la sostenibilidad como una clave estratégica en el contexto de las recomendaciones de la Agenda 21, en lo que se refiere a evitar la desaparición de recursos naturales y reducir la contaminación ambiental. A la luz de estas aplicaciones y de acuerdo con Partidário & Moura (2000), para que la valoración estratégica de sostenibilidad (VES) “se implemente en los procesos de planificación y de decisión es necesario asegurar que: 1) los criterios de sostenibilidad para la toma de decisiones se establecen e incluyen en los puntos clave de toma de decisiones; 2) se establecen objetivos claros de sostenibilidad que satisfacen los criterios de sostenibilidad; 3) se introducen mecanismos flexibles para asegurar que los distintos agentes (*policy-makers and other stakeholders*) adaptan los criterios y objetivos de sostenibilidad a sus correspondientes niveles de decisión (local,

²⁹¹ *Common Methodology for Multi-Modal Trans-European Transport Networks*, Comisión Europea (1997).

regional/estatal, nacional) antes de llevar a cabo los procesos de planificación y de toma de decisiones; y 4) se introducen mecanismos para destacar las situaciones que traspasan los umbrales definidos por los objetivos y criterios de sostenibilidad (*red flag*)”.

La aplicación práctica de la valoración estratégica de sostenibilidad (VES) supone comparar los valores de indicadores obtenidos con otros instrumentos auxiliares (ej. análisis coste-beneficio, análisis multicriterio, sistemas de información geográfica o evaluación del ciclo de vida) con los umbrales establecidos para esos indicadores que se suponen deberían tener en un contexto de sostenibilidad. De forma analítica, el proceso puede representarse de la siguiente forma:

- VES: indicador A – Y (umbral)
- Otros instrumentos de medida: indicador A - X (valor real)

De la combinación entre los valores de Y y X, pueden establecerse tres situaciones: a) si $X < Y$, la situación es aceptable y se encuentra dentro del umbral de sostenibilidad; b) si $X = Y$, la situación es crítica y deben desarrollarse esfuerzos para restablecer las condiciones para la sostenibilidad; c) si $X > Y$, la situación es no sostenible porque el umbral ha sido sobrepasado, y deben desarrollarse esfuerzos para restablecer las condiciones para la sostenibilidad. De esta forma, la valoración estratégica de la sostenibilidad (VES) debe entenderse como una aproximación integradora que permite trasladar las prioridades y criterios de sostenibilidad en indicadores medibles.

Partidário & Moura (2000), sugieren los puntos clave para concretar el papel de la VES en el contexto de la evaluación ambiental estratégica. En primer lugar deben focalizarse e identificarse las metas de sostenibilidad adoptadas para los objetivos y alternativas de políticas, planes o programas. Si estas metas no están adoptadas, deben definirse y usarse como estándares de calidad. Debería disponerse para esto de un archivo de estándares internacionales (umbrales de sostenibilidad). Una vez definido lo anterior, cada indicador debe poder relacionarse con tres tipos de umbrales: (1) sostenibilidad (la meta); (2) umbral de referencia (estándares de calidad); y (3) nivel crítico, o aquél que indica que puede esperarse un impacto importante. De esta forma, y tal como es expuesto por los autores citados, la valoración estratégica de

sostenibilidad representa una forma embrionaria de un mecanismo potencial para asegurar la integración de la sostenibilidad en los procesos de toma de decisiones. Con el paso del tiempo han aparecido denominaciones simplificadas de ésta, como valoración de la sostenibilidad (VS) expuestas en trabajos como los de Dalal-Clayton & Sadler (2003).

Con ser importante, la valoración estratégica de la sostenibilidad no es la única iniciativa que pretende dirigir la EAE hacia la sostenibilidad. Como veremos con más detalle en el capítulo de desarrollo sostenible, existe una corriente de investigación y práctica que se aproxima desde la EAE hacia la llamada evaluación integrada (EI)/evaluación de impacto sobre la sostenibilidad (EISos) (*integrated assessments (IAs)/sustainability impact assessments (SIAs)*). Hay un uso creciente de la EI/EISos como un método de evaluación de impacto de la formulación de las políticas y planificación para promover el desarrollo sostenible (Lee, 2006).

Finalmente queremos traer a este punto unas reflexiones absolutamente fundamentales. Cuando Sadler (2005) ilustra la problemática general de la evaluación ambiental estratégica se refiere a un dilema que, en su opinión, se pasa por alto demasiadas veces en la literatura respecto de la EAE, algo que “es fácil de decir y difícil de hacer”. Este autor reconoce que aunque muchos críticos consideran que la EAE se queda corta en su potencial como instrumento de primera línea para promover la sostenibilidad, se citan como evidencia diferentes razones y factores. En un argumento de fuerza, las razones de las limitaciones de la EAE en el campo de la sostenibilidad son de tipo estructural, puesto que se encuentran profundamente enraizadas en el proceso de desarrollo y en el orden político, social y económico. La realidad es que la evaluación ambiental estratégica y otras formas de análisis político operan al margen de este *status quo* y muchas de las afirmaciones de la literatura acerca del papel transformador de este proceso son infundadas. Todavía hay mucho que puede aportarse en apoyo a los principios y acciones de la sostenibilidad, particularmente si se adopta un punto de vista liberal sobre los beneficios acerca de la causalidad y secundarios que pueden alcanzarse mediante la EAE (por ejemplo, aprendizaje, educación y desarrollo democrático). Pero estos beneficios están asumidos o establecidos, más que demostrados, por lo que comprenden un área para la investigación (Sadler, 2005).

En este orden de cosas, y una vez revisadas las tendencias metodológicas de la evaluación ambiental estratégica hacia la sostenibilidad, retomamos los problemas que Sadler acaba de poner sobre la mesa y que lo que vienen a manifestar es el enorme diferencial que existe entre los avances metodológicos y la práctica real y transformadora de estas técnicas. La estructura político-administrativa y empresarial presenta una gran resistencia ante la posibilidad de incluir procesos que puedan limitar sus grados de libertad. Este es un problema. Pero, ciertamente y como acaba de recordar Sadler, los científicos tampoco han sido capaces de demostrar eficazmente el beneficio que podría derivarse si se tuvieran en cuenta sus recomendaciones. Recomendaciones que, a la luz de lo que hemos visto, suelen ser complejas e incluso contradictorias. Probablemente, por cerrar el recorrido por los agentes fundamentales relacionados con los procesos de evaluación, tampoco la sociedad está siendo capaz de formular una demanda solvente por el cambio institucional y cultural que reclamaría una apuesta decidida por el desarrollo sostenible. Tenemos un caso muy claro de los problemas que estamos comentando, del orden práctico, con la Directiva 2001/42/CE relativa a la evaluación de determinados planes y programas en el medio ambiente. Una oportunidad de dimensión continental que, en nuestra opinión, no se ha aprovechado con la determinación que requeriría un auténtico paso en la dirección del desarrollo sostenible. La directiva, aprobada en el año 2001 y con límite de trasposición para el año 2004, aún no se ha traspuesto a todos los países de la Unión Europea. Pero esto es un detalle de importancia menor si se tienen en cuenta otros datos. El proceso de aprobación de la directiva ha durado casi quince años. Durante ese proceso se han perdido elementos importantes que, a pesar del retraso, podrían contribuir significativamente a darle valor a este nuevo instrumento respecto a un escenario de desarrollo sostenible. Se retiró del documento la evaluación de políticas, quedando limitado el alcance a determinados planes y programas. La directiva se limita de forma práctica a los factores ambientales, por lo que aborta la posibilidad de que las evaluaciones estratégicas puedan hacer aportaciones consistentes al desarrollo sostenible. Las referencias al desarrollo sostenible se limitan a menciones genéricas en los considerandos de la directiva, pero no hay ningún proceso ni mecanismo que garantice la orientación del instrumento hacia la sostenibilidad. La directiva no hace referencia ni tiene presentes las recomendaciones que plantea la propia Estrategia

Europea de Desarrollo Sostenible (CCE, 2001) para los instrumentos de evaluación europea, a pesar de ser prácticamente coincidentes en el tiempo. Por ejemplo, en la Estrategia se plantea que debe realizarse una evaluación minuciosa de todos los efectos de cada propuesta política, e incluir estimaciones de su impacto económico, medioambiental y social, tanto dentro como fuera de la Unión Europea. Siguiendo con la propuesta, se señala que “las evaluaciones deberían realizarse de acuerdo con un enfoque más coherente y con la experiencia que han adquirido muchos ámbitos de actuación política” (CCE, 2001). Sin embargo, como hemos expuesto, ninguno de estos elementos se han reflejado en la directiva de evaluación de planes y programas que estudiamos.

De esta manera, si se analiza de una forma exigente la respuesta que —a través de esta directiva— da la Unión Europea a los problemas que nos llevan a intentar reorientar la dirección del desarrollo hacia un modelo de desarrollo sostenible, observaremos que el avance es muy escaso. Si no realiza un análisis tan exigente, podemos resaltar que por primera vez en el ámbito de la Unión Europea viene a disponerse de un instrumento para evaluar los aspectos ambientales en un ámbito más temprano que el del proyecto, e incluso llegar a señalar, junto con miembros de la Dirección General de Medio Ambiente de la Comisión Europea como Feldmann *et al.* (2001) que “la Directiva de EAE ayudará de forma significativa a convertir la integración ambiental en una realidad con vistas a contribuir al desarrollo sostenible dado que ésta es una herramienta válida de entre las diferentes aproximaciones que se han probado y desarrollado para contribuir a este objetivo (desarrollo sostenible)”.

CAPÍTULO 5. DESARROLLO SOSTENIBLE (DS): UN NUEVO PARADIGMA

Este capítulo tiene una importancia determinante en el presente trabajo de investigación, de ahí también su extensión. El texto se articula a través de seis apartados principales: introducción, bases del desarrollo sostenible, marco estratégico, nivel táctico, referenciales y evaluación del desarrollo sostenible.

En el apartado de introducción se descubre, desde una perspectiva histórica, el concepto de desarrollo sostenible. Se analizan las distintas definiciones, partiendo de la definición del informe Brundtland, del que vamos a considerar su versión completa como la definición canónica, y se revisan otras definiciones de interés para conformar el cuerpo conceptual del desarrollo sostenible. A continuación se analiza la cuestión de si el desarrollo sostenible puede considerarse un paradigma científico de acuerdo con los planteamientos de Kuhn (1962). Posteriormente se revisan las tres dimensiones clásicas del desarrollo sostenible o triple pilar (económico, social y ambiental), así como diversas cuestiones de interés relativas a estas dimensiones, destacando algunas limitaciones y problemas que surgen desde este planteamiento. El apartado introductorio se concluye con una reflexión activa sobre la dimensión ética y moral del desarrollo sostenible, y cómo esta dimensión ha de jugar un papel fundamental a la hora de materializar este nuevo paradigma.

El segundo apartado trata sobre un conjunto de elementos que hemos dado en llamar bases del desarrollo sostenible. Comenzamos analizando los límites y restricciones al desarrollo sostenible, esto es cómo la nueva propuesta de metapolítica que es el desarrollo sostenible se enfrenta a diversos problemas estructurales y coyunturales que no favorecen el tránsito hacia la sostenibilidad, y que están relacionados directamente con la práctica del DS. Después de esto, procuramos exponer de forma suficientemente representativa lo que constituyen los valores, principios y directrices del desarrollo sostenible. Una cuestión que no es baladí por cuanto uno de los mayores problemas que se enfrentan es la enorme indefinición que encontramos la gran mayoría de los aspectos relacionados con el desarrollo sostenible. Para terminar el apartado, y en relación con las directrices del DS, esbozamos tanto el

papel del conocimiento y de la tecnología en el DS como el papel de las políticas económicas y de la gobernanza.

Los dos apartados siguientes: marco estratégico y nivel táctico, están dedicados a explorar estas dos dimensiones operacionales y de gestión que están directamente relacionadas con el desarrollo sostenible. Como se verá, el marco estratégico responde a una formalización mayor, puesto que habitualmente se ha considerado que era el espacio vocacional para la manifestación del desarrollo sostenible. Sin restarle valor a este planteamiento, proponemos a través del nivel táctico, razonando el por qué, la necesidad de instrumentar u operar decididamente también en los niveles de mayor detalle, tanto del ciclo político como geográficos.

El siguiente apartado, que titulamos referencial del desarrollo sostenible, pretende exponer y revisar el conjunto de instrumentos que permiten operar el desarrollo sostenible. Planteamos un panel o cuadro de mandos, compuesto por elementos como las metas, objetivos específicos, umbrales y, singularmente los indicadores. El referencial se termina con una referencia a las tendencias más fuertes detectadas durante las últimas décadas en el nivel global, unas tendencias que representan límites mayores para el desarrollo sostenible.

El último apartado está dedicado a exponer y analizar el proceso de evaluación en el desarrollo sostenible. Se exponen los principios de referencia para este tipo de evaluación, se analizan algunas de las propuestas que más se han acercado a este objetivo, y se concluye con una reflexión sintética sobre el papel de los instrumentos habituales de evaluación ambiental a la hora de evaluar la sostenibilidad.

5.1 INTRODUCCIÓN

Desarrollo sostenible: un nuevo concepto y un nuevo paradigma

Desde el principio, conviene resaltar que el término y concepto de ‘desarrollo sostenible’ está relacionado –y es una respuesta en su origen- de forma directa con los estudios y aplicaciones de las disciplinas y prácticas orientadas al desarrollo, y especialmente a los procesos del desarrollo en los países menos avanzados. El concepto de desarrollo sostenible, que emerge en los años ochenta, es tributario de décadas de experiencia de esfuerzos para el desarrollo, con un historial evolutivo que Munasinghe (1993) sintetiza en tres períodos. Entre los años cincuenta y sesenta el foco del progreso económico estaba en el crecimiento y en el incremento de la producción, con una dinámica basada únicamente en los conceptos de eficiencia económica. A principios de los setenta, con un escenario creciente de pobreza en los países en desarrollo, y la inadecuación de los beneficios del ‘efecto goteo’²⁹² para esos grupos, lleva a esfuerzos mayores para mejorar de forma directa la distribución de la renta. De esta forma “el paradigma del desarrollo se desplaza hacia un crecimiento equitativo, donde los objetivos sociales (distributivos) se reconocen como una entidad propia y tan importante como la eficiencia económica” (Munasinghe, 1993). En los años setenta se harán esfuerzos para modular los beneficios (y costes) de los proyectos en función de la renta de los beneficiarios, intentando incorporar los conceptos de equidad social en las decisiones económicas de los proyectos de cooperación al desarrollo. Sin embargo, como señala Munasinghe “la falta de éxito”²⁹³ de tales aproximaciones deriva en un procedimiento más pragmático, donde los objetivos económicos y sociales se mantienen separados”, aunque se procura reconciliar y resolver este defecto de integración combinando proyectos productivos más eficientes con iniciativas orientadas a aliviar la pobreza (como generación de empleo o subsidios

²⁹² El efecto goteo (*trickle-down*) o derrame, sugiere que cuando una economía crece, aunque este crecimiento se centre en los estratos más altos de la sociedad, se va a producir un efecto goteo o derrame en cascada, de forma que los beneficios acabarán por distribuirse a toda la sociedad.

²⁹³ Podemos considerar la expresión ‘falta de éxito’, que se hace desde una publicación de una institución donante de tanta importancia como el Banco Mundial, como un reconocimiento expreso del fracaso obtenido a la hora de integrar los objetivos económicos y sociales del desarrollo durante los años setenta. En este sentido, el fracaso no parece responder solamente a un problema técnico –el diseño e implementación de instrumentos- sino más bien a una voluntad política no excesivamente orientada hacia los sectores más débiles de la población.

directos) para asistir a los grupos de rentas más bajas. Sin embargo, parece claro que la reorientación en los años setenta del paradigma del desarrollo hacia los valores y objetivos sociales no acaba de asentarse ni, por supuesto, provoca un cambio de paradigma de desarrollo²⁹⁴.

Siguiendo la evolución histórica del desarrollo, observamos que a partir de la década de los ochenta la protección del medio ambiente se convierte en el tercer gran objetivo del desarrollo. Si se adopta este nuevo objetivo es porque a principios de los años ochenta ya hay un extenso *corpus* de evidencias acumuladas donde se pone de manifiesto que la degradación ambiental es la mayor barrera para el desarrollo. Pero aún más, autores como Munasinghe *et al.* (1993) vienen a señalar que “en muchos casos los excesos de contaminación o la sobreexplotación de recursos son debidos a fallos del mercado o distorsiones políticas exacerbadas por el desempleo, los sin tierra, y la pobreza”. Una afirmación de gran valor, puesto que pone de manifiesto tres cuestiones poco consideradas: en muchas ocasiones no es el desarrollo como tal el causante de daños ambientales, sino decisiones políticas y técnicas (a lo largo de todo el ciclo de decisión)²⁹⁵ equivocadas acerca de cómo estimular el desarrollo; que la calidad y el equilibrio en el tejido social es un requisito conveniente y necesario para un desarrollo duradero, por lo que los objetivos sociales deben ser prioritarios; y que existe un proceso de retroalimentación negativa entre la degradación del tejido social y la degradación de la naturaleza. Estos elementos, algunos ya presentes en el debate académico desde años atrás, fuerzan una dinámica y un escenario en el que los distintos agentes del desarrollo están convencidos de que es necesario disponer de nuevas soluciones. En este sentido la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (*International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, IUCN*) marca un hito en el año 1980 con su “Estrategia para la Conservación del Mundo: conservación de los recursos biológicos para el desarrollo sostenible” (IUCN, 1980), definiendo el uso sostenible de los ecosistemas: “deberíamos utilizar las especies y los ecosistemas a los niveles y del modo que se les permita renovarse de todos los modos

²⁹⁴ Sin embargo, debe destacarse por su importancia, a pesar de que ha sido poco considerado, que la ley NEPA de 1969 ya anticipa los elementos básicos que más tarde constituirán la base de la sostenibilidad, al proponer un escenario de “armonía productiva entre el ser humano y la naturaleza” y la posibilidad de “satisfacer los requerimientos sociales, económicos y otros de las generaciones presentes y futuras...” (US Congress, 1970).

²⁹⁵ Ya desde principios de los años noventa se han empezado a analizar y poner de manifiesto importantes efectos ambientales, que se acumulan a los ya bien conocidos y relacionados con proyectos concretos, derivados de políticas macroeconómicas en países en desarrollo: deforestación inducida en Filipinas (Hyde *et al.*, 1991); la mitad de la destrucción de

indefinidamente” (Allen, 1980; resumiendo IUCN, 1980), y el propio término de desarrollo sostenible como “el desarrollo que permite alcanzar una satisfacción duradera de las necesidades humanas y mejorar la calidad de la vida humana” (Allen, 1980; resumiendo IUCN, 1980).

En este contexto va tomando cada vez más fuerza la idea de sostenibilidad, tanto desde la perspectiva académica de los economistas (Tietenberg, 1984; Morey, 1985; Repetto, 1985; Daly, 1986; Solow, 1986; Barbier, 1987, Costanza & Daly, 1987; Pearce, 1987, Turner, 1987) como de la perspectiva²⁹⁶ de los ambientalistas (Porritt, 1984; Talbot, 1984; Clark & Munn, 1986; Brown *et al.*, 1987; Goodland & Ledec, 1987).

El año 1987 se considera un hito en la literatura del desarrollo sostenible, porque se presenta en la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo el documento “Nuestro Futuro Común” (Informe Brundtland) (WCED, 1987). Esta fecha tiene valor de referencia por cuanto se considera que éste es el primer documento importante de la agenda internacional del desarrollo en donde el desarrollo sostenible se plantea como meta: “estamos viendo que se requiere un nuevo modelo de desarrollo, uno que suponga un progreso humano sostenido no solamente en unos pocos lugares para unos pocos años, sino para todo el planeta en un futuro lejano. Este ‘desarrollo sostenible’ se convierte en una meta no solamente para las naciones en desarrollo, sino también para las naciones industrializadas.” (WCED, 1987). Y donde se plantea un modelo de desarrollo que se define: “El desarrollo sostenible es aquél que satisface las necesidades actuales sin poner en peligro la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades²⁹⁷. Lo que incorpora dos conceptos clave: el concepto de ‘necesidades’, en particular las necesidades esenciales de los más pobres del mundo, a los que debe concederse la mayor prioridad; y la idea de limitaciones impuestas por el estado de la tecnología y la organización social sobre la capacidad del medio ambiente para satisfacer las necesidades presentes y futuras” (WCED, 1987). La

bosques de la Amazonía es debido a las políticas agrícolas subsidiadas (Mahar, 1989); como inicios de una larga lista de evidencias de la interrelación entre las políticas macroeconómicas e impactos de gran magnitud sobre el medio ambiente.

²⁹⁶ Por ejemplo Brown *et al.* (1987) destacan seis elementos que consideran esenciales para definir ‘sostenibilidad’: 1) el soporte continuado de la vida humana sobre la tierra; 2) el mantenimiento a largo plazo del stock de recursos biológicos y de la productividad de los sistemas agrícolas; 3) una población humana estabilizada; 4) economías de crecimiento limitado; 5) énfasis en la pequeña escala y autodependencia; y 6) una calidad continuada en el medio ambiente y los ecosistemas”.

²⁹⁷ La traducción de esta primera fase es la que encabeza el documento de la Estrategia Europea de Desarrollo Sostenible (CCE, 2001). Se llama la atención sobre el hecho de que se sustituye el término ‘comprometer’ por ‘poner en peligro’, lo que puede interpretarse como una exigencia más situada en el límite de lo necesario.

primera frase de la definición está adquiriendo un sentido casi canónico²⁹⁸ para definir el desarrollo sostenible, pero esa definición no puede entenderse adecuadamente sin la segunda parte que aclara, puntualiza y resalta dos conceptos clave. A los efectos de este trabajo denominaremos a la primera frase de la definición del desarrollo sostenible como ‘definición Brundtland restringida’; y al conjunto que forman las dos frases como ‘definición Brundtland completa’ del desarrollo sostenible.

La propuesta del informe Brundtland es enormemente exigente: “Los niveles de vida que están por encima del mínimo básico sólo son sostenibles si los niveles de consumo de todos permiten alcanzar la sostenibilidad a largo plazo. Todavía muchos de nosotros vivimos por encima de la capacidad ecológica del mundo, por ejemplo en nuestro modelo de uso energético. Las necesidades que se perciben están social y culturalmente determinadas, y el desarrollo sostenible requiere la promoción de valores que promuevan los estándares de consumo que están dentro de los límites de lo ecológicamente posible y a los cuales todos podamos razonablemente aspirar”. (WCED, 1987).

El espacio de interpretación de este nuevo concepto, desde los detractores hasta los entusiastas, es tan amplio que autores como Bartelmus (1999a) se preguntan “¿es el crecimiento sostenible un mal oxímoron²⁹⁹, como expone Hermann Daly (...), o es un *sine qua non* para el desarrollo, de acuerdo con la Agenda para el Desarrollo de las Naciones Unidas?”. Sin duda, la flexibilidad y amplitud del concepto de desarrollo sostenible, que es responsable de gran parte de su éxito y virtudes, tiene como contrapartida la dificultad intrínseca derivada de su falta de concreción. Al poco tiempo de su definición en el Informe Brundtland, autores como Rees (1988) ya vienen a referirse al “intrigante concepto de desarrollo sostenible”, un concepto que a menos de un año de su formulación oficial en los circuitos internacionales ya ha provocado “un considerable debate sobre lo que significa el concepto en términos prácticos”. Antes de 1990, ya se computan más de treinta definiciones del término ‘sostenibilidad’ en la literatura (Pezzey, 1992). Poco después, Holmberg & Sandbrook (1992) encuentran

²⁹⁸ Autores como Sachs (2003) ya le atribuyen a la primera frase de la ‘definición Brundtland’ de desarrollo sostenible el sentido de “definición canónica de desarrollo sostenible”. En nuestro trabajo y como se explica a continuación, preferimos no otorgar esta condición de ‘canónica’ a la primera parte de la definición porque —a nuestro entender— le hace perder, a fuerza de simplificar, una gran calidad expresiva y conceptual al término desarrollo sostenible.

²⁹⁹ El debate sobre si el desarrollo sostenible es un oxímoron (como combinación de palabras de significado contradictorio) configura lo que ya se conoce como ‘dilema clásico del desarrollo sostenible’. Autores como Kütting (2003), en sus estudios sobre globalización, pobreza y medio ambiente en África occidental, encuentran problemas que en su opinión ilustrarían este

hasta 70 definiciones distintas de desarrollo sostenible. Siguiendo a Skolimowski (1995): “el desarrollo sostenible ha encontrado un espacio intermedio entre las posturas más radicales que denuncian todo tipo de desarrollo, y la idea de desarrollo concebida habitualmente como una empresa. La idea de desarrollo sostenible, a pesar de su amplitud, suelta y matiza con ambigüedad sus límites, haciéndose agradable para todo el mundo. Esta debe haber sido su mayor virtud. Es radical pero no es ofensiva”. Como refleja Glasson *et al.* (2005) existe, sin embargo, el riesgo de que el término desarrollo sostenible se convierta en una expresión vacía, ya que existen actualmente muchas definiciones distintas³⁰⁰.

Desarrollo sostenible es uno de los términos en donde la confluencia de diferentes disciplinas como la ecología, la economía, la ética, la política, la sociología, entre otras, está marcando facetas diferenciadas. Facetas que guardan relación con la perspectiva propia de cada disciplina. Así, como expone Font (2000): “las diferentes disciplinas que se han ocupado de conceptualizar el desarrollo sostenible se interesan por cuestiones de diversa índole: la perspectiva ecológica pone el acento en la necesidad de mantener la biodiversidad y los ecosistemas; la economía se interesa, entre otras cuestiones, por la internalización de las externalidades; el discurso ético recurre a principios filosóficos universales, y la ciencia política se preocupa por la gobernabilidad y la justicia distributiva”. Más allá, la propia autora plantea tres factores que están llamados a facilitar el tránsito hacia la sostenibilidad, y que por tanto pueden ayudarnos a estructurar el concepto de desarrollo sostenible: el crecimiento a largo plazo, el gobierno relacional y el factor local en entornos de gobierno multinivel.

Pese a su ambigüedad, una característica que le ha reportado al término desarrollo sostenible tanto críticas como aplausos, lo cierto es que constituye un punto de partida para la reintegración de las concepciones ambientalistas –marcadamente influidas por las ciencias y técnicas referentes al medio biofísico- con las concepciones desarrollistas vinculadas a las ciencias económicas. Como, de forma temprana plantea O’Riordan (1988) “la sostenibilidad parece ser aceptada como un término mediador diseñado para tender un puente sobre el estrecho que separa a los desarrollistas de los ambientalistas”.

dilema del desarrollo, formulado como: “la pobreza significa daños ambientales relativamente bajos pero salir de la pobreza sólo puede alcanzarse con sacrificios ambientales sustanciales, lo que convierte al desarrollo sostenible en un oxímoron”.

³⁰⁰ Puede encontrarse una temprana amplia revisión del concepto y del debate sobre la terminología del desarrollo sostenible en Reid (1995) y Kirkby *et al.* (1996).

En el nivel internacional puede observarse desde finales de los años noventa un consenso creciente (fundamentalmente impulsado desde la escuela norteamericana) en torno a que el desarrollo sostenible debería ser el desarrollo que, a lo largo de las siguientes dos generaciones, promueva el progreso “para satisfacer las necesidades de una población mayor que la actual, pero estabilizada, para mantener los sistemas que sirven de soporte a la vida en el planeta, y para reducir sustancialmente el hambre y la pobreza” (NRC, 1999). Esta es una propuesta de tipo transicional³⁰¹, puesto que se realiza para un período de cambio (dos generaciones) dentro de lo que viene denominándose transición hacia el desarrollo sostenible. A los propósitos del presente trabajo vamos a referirnos a esta definición como ‘definición NRC transicional’.

De una forma integrada y comprehensiva Tomás Carpi (2003b) define al ‘desarrollo económico globalmente sostenible’ como “un proceso de cambio estructural global consistente en la transformación de la sociedad, tanto a nivel de los medios como de los fines, mediante la innovación de proceso y de producto, el cambio institucional y de los mecanismos de regulación del sistema económico y una evolución socio-cultural y de las relaciones de poder orientados a mejorar la calidad de vida de las personas, impulsar el desarrollo social y la justicia distributiva de las sociedades y preservar-mejorar las capacidades auto-productivas y de prestación de servicios de los ecosistemas naturales”.

Cualquiera que sea la definición que se tome como referencia, la formulación de la propuesta de desarrollo sostenible supone un punto de ruptura respecto al modelo predominante de desarrollo, ya que incorpora tres premisas fundamentales. En primer lugar integra los conceptos de desarrollo, calidad de vida y bienestar social; en segundo lugar, plantea una mayor equidad en la distribución de la riqueza, tanto intergeneracional como intrageneracional; y en tercer lugar presupone que el uso racional de los recursos naturales es una condición básica para asegurar la habitabilidad del planeta a largo plazo. Hay que hacer notar que estas premisas están vinculadas con el principio de precaución, un componente esencial del desarrollo sostenible (Piper, 2002).

³⁰¹ El título del trabajo de NRC es ‘Nuestro viaje común: transición hacia la sostenibilidad’ (*Our Common Journey: A Transition toward Sustainability*), lo que reinterpreta, desde la perspectiva transicional, el título de Brundtland ‘Nuestro futuro común’.

Llegado este punto debemos hacernos una serie de preguntas de tipo metodológico pero que pueden contribuir en alguna medida a clarificar el escenario emergente del desarrollo sostenible, especialmente en lo que respecta a la presente investigación. Si bien es cierto que muy diferentes autores (Bartelmus, 1999a; Hasegawa, 2001; Clark *et al.*, 2005) le confieren al desarrollo sostenible la condición de paradigma: el “ampliamente propagado paradigma de desarrollo sostenible” Bartelmus (1999a); “el concepto de ‘desarrollo sostenible’ trasciende el paradigma clásico de desarrollo” (Hasegawa, 2001); “estamos asistiendo a la aparición de un nuevo paradigma científico impulsado por cambios de escala planetaria sin precedentes” (Clark *et al.*, 2005), también es cierto que conviene contrastar la consistencia metodológica de estas afirmaciones por la importancia que tiene esta cuestión a efectos conceptuales. Por esta razón nos formulamos dos preguntas. La primera cuestión sería: ¿podemos considerar al desarrollo sostenible como un paradigma?. La segunda cuestión, en caso de que la primera resultase afirmativa, sería: ¿este paradigma nuevo representa una continuidad de paradigmas anteriores o representa un cambio de paradigma dominante?.

Las investigaciones de Thomas S. Kuhn, con su clásico “La estructura de las revoluciones científicas” (Kuhn, 1962;1971), constituyen una referencia seminal sobre el análisis del papel de los paradigmas en la dinámica del proceso científico. A pesar de su importancia, el término ‘paradigma’ es un término amplio y versátil, que viene utilizándose con cierta flexibilidad. El propio Kuhn señala que “se ha valido del término paradigma en dos sentidos distintos. Por una parte, significa toda la constelación de creencias, valores, técnicas, etcétera, que comparten los miembros de una comunidad dada. Por otra parte, denota una especie de elemento de tal constelación, las concretas soluciones de problemas que, empleadas como modelos o ejemplos, pueden reemplazar reglas explícitas como base de la solución de los restantes problemas de la ciencia normal” (Kuhn, 1962;1971). A pesar de que el significado de paradigma está cargado de polivalencia (o polisemia), hasta el punto de que alguna autora como Masterman (1970) ha criticado la obra de Kuhn acusándole de emplear el término paradigma en más de veintiún sentidos diferentes, Kuhn sigue siendo el punto de partida más consistente para el análisis de esta cuestión.

El papel de los paradigmas tiene gran valor porque puede servirnos como guía y ayudarnos a clarificar el escenario metodológico de las disciplinas científica respecto a

la cuestión del desarrollo sostenible. El papel del paradigma también tiene una enorme importancia por cuanto ayuda a comprender la dinámica del progreso científico. Una dinámica basada en un proceso secuencial, desde la que un paradigma nuevo favorece la definición de conceptos, que se articulan como proposiciones y que pueden derivar en nuevas teorías.

Como hemos visto más arriba, el autor de referencia ofrece dos sentidos para el término paradigma. El primero, centrado en una comunidad científica dada, representa el espacio conceptual común (creencias, valores, técnicas, etc) de esa comunidad. Desde la perspectiva de la dinámica de los agentes de la ciencia, de los científicos: “un paradigma es lo que comparten los miembros de una comunidad científica y, a la inversa, una comunidad científica consiste en unas personas que comparten un paradigma” (Kuhn, 1962;1971). Esto es, el conjunto de elementos compartidos que le permiten a una comunidad identificarse y desarrollar un proceso discursivo dentro de la comunidad, y mantener una posición común hacia fuera de la comunidad. Este tipo de paradigma es identificable por cuanto pertenece a una comunidad, por lo que podemos³⁰² hablar de un tipo de paradigma: ‘paradigma de comunidad científica’. El ‘paradigma de comunidad científica’ es una expresión que representaría el patrimonio singular (de carácter científico) de una escuela o comunidad científica. La evolución de este paradigma está relacionada con la evolución de su comunidad científica: si la comunidad se reduce o desaparece, así lo hace el paradigma; en cambio si la comunidad se amplía y se convierte en dominante dentro del campo de la disciplina científica, así lo hace su paradigma. Parece razonable suponer que cuando una comunidad se haga excesivamente numerosa o cuando su paradigma se haga excesivamente complejo, puedan surgir nuevas comunidades, bien segregadas de la anterior o creadas *ex novo*. Pero las comunidades científicas no solamente crecen o se reducen, sino que también – entre ellas- compiten. Las diferentes disciplinas del conocimiento se componen de comunidades científicas, y por tanto de paradigmas, que participan en una dinámica competitiva fuerte: “hay escuelas, es decir, comunidades que enfocan el mismo tema de estudio desde puntos de vista encontrados, incompatibles o simplemente divergentes, por lo cual dichas visiones se encuentran en competencia casi permanente, generando

³⁰² Las denominaciones que se hacen de dos tipos de paradigmas: ‘paradigma de comunidad científica’ (con una definición ampliada ‘paradigma de comunidad científica interdisciplinar’), y ‘paradigma germinal’, se realizan a partir de los dos significados distintos que Kuhn emplea para el término ‘paradigma’, son originales y se emplean a los efectos de este trabajo de investigación.

los llamados debates, ya sean teóricos o paradigmáticos dependiendo de la naturaleza específica de los argumentos. Un paradigma no gobierna un tema de estudio, sino, antes bien, un grupo de practicantes” (Kuhn, 1962;1971). Así, los científicos y las comunidades científicas participan de una dinámica que configura ‘estados del conocimiento’ de las disciplinas científicas (o de las ciencias) en los que coexisten diferentes paradigmas, pero donde uno de ellos viene a adquirir un carácter dominante. No obstante hay algo fundamental que puede extraerse de la última frase de la cita de Kuhn, y es que los paradigmas no siempre gobiernan comunidades de una sola disciplina científica, sino que pueden –como es el caso del paradigma del desarrollo– gobernar comunidades integradas también por científicos de varias disciplinas, esto es comunidades interdisciplinarias. Para estos casos reservaremos la denominación ‘paradigma de comunidad científica interdisciplinaria’. Con el tiempo la evolución de los problemas, y las nuevas soluciones a los problemas científicos derivan en procesos de sustitución que marcan lo que viene considerándose como cambio de paradigma científico.

El segundo sentido en que Kuhn emplea el término paradigma se refiere a una especie de elemento portador de soluciones para problemas existentes, y que puede “reemplazar reglas explícitas como base de la solución de los restantes problemas de la ciencia normal”. Este elemento tiene una gran singularidad respecto a cualquiera del resto de los elementos que, como conjunto, configuran el espacio conceptual del ‘paradigma de comunidad científica’ que acabamos de tratar. Es un elemento portador de soluciones, no sólo para problemas internos de la comunidad o escuela, sino también capaz de aportar soluciones a problemas de otras comunidades científicas, de otras disciplinas o, incluso, de otras ciencias. Es por tanto, un elemento singular del patrimonio singular de la comunidad científica, un elemento que tiene un especial potencial generador y de cambio. Podemos denominar a este paradigma como ‘paradigma germinal’. Este paradigma se encuentra o se descubre, o aparece dentro del espacio de una comunidad (de un paradigma de comunidad científica), y su fuerza conceptual va a ser capaz de recrear un nuevo espacio conceptual que responde a una nueva visión del mundo que se investiga. Una nueva visión construida por cuestiones profundas: ¿cuáles son las unidades fundamentales que componen ese mundo? ¿cómo se relacionan entre sí estas unidades? ¿qué dinámica ha regido y rige sus relaciones?

¿qué preguntas interesantes pueden hacerse sobre ellas? ¿qué concepciones resultan de estas preguntas? El resultado es que este paradigma seminal adquiere tal entidad propia que va articulándose y da origen a ciertos conceptos que, desde la perspectiva de ese propio paradigma, adquieren un significado específico. A su vez, estos conceptos pueden articularse para formular proposiciones (menos formalizadas) o hipótesis (más formalizadas), que organizadas en cierto modo pueden dar respuesta a interrogantes específicos sobre el campo científico que se está estudiando. Las proposiciones e hipótesis científicas han de ser sometidas a análisis o ser contrastadas —empírica y metodológicamente— para dar lugar a teorías científicas de diferente grado, teorías que responden a una cierta visión paradigmática. Se ha sostenido (Vasquez, 1991) que, en cierto sentido, un paradigma es anterior a la teoría; es, en primer lugar lo que da origen a las teorías. Así, un nuevo paradigma germinal, operado por el ciclo científico³⁰³: conceptos-proposiciones/hipótesis-teorías, construye un nuevo espacio conceptual amplio. La capacidad de influencia de un paradigma germinal puede superar los campos científicos disciplinarios o subdisciplinarios que manejan las comunidades científicas y provocar una revisión científica.

En este punto debemos volver de nuevo a la cuestión central que nos ocupa, esto es, el desarrollo sostenible. El desarrollo, entendido desde su origen como un área científica interdisciplinar (entre las disciplinas económicas y la planificación) preocupada por encontrar las claves para el crecimiento económico, podría ser considerado como un paradigma de comunidad científica interdisciplinaria. De hecho, puede constatarse la presencia y evolución a lo largo del tiempo de un paradigma de desarrollo. Así Munasinghe, quien expone la evolución del desarrollo desde los años 50 a los ochenta, señala expresamente que en un momento dado —en los años setenta— “el paradigma de desarrollo se desplaza hacia un crecimiento equitativo” (Munasinghe, 1993). Esto significa que el paradigma de comunidad científica que representa el paradigma de desarrollo está ampliándose por la incorporación de nuevas disciplinas científicas al paradigma. Esto es, podemos hablar de un proceso de ampliación de la comunidad científica que trabaja en el problema del desarrollo. Si hasta los años setenta

³⁰³ En cuanto al papel de los modelos (teóricos o empíricos) dentro del ciclo científico, podemos señalar que pueden emplearse tanto en las fases de formulación y contraste de hipótesis, como en las fases de ‘ajustes finos’ de las teorías aceptadas, por lo que los modelos forman parte del patrimonio de los paradigmas de comunidad científica.

la disciplina científica del desarrollo era campo de los economistas³⁰⁴ y los planificadores, en los años setenta se incorporan los científicos sociales y, más tarde, en los años ochenta, los científicos ambientalistas. El paradigma de comunidad científica del desarrollo ha seguido creciendo con la incorporación de grupos de científicos de otras disciplinas, hasta el punto de que encontramos participando a científicos procedentes de la ecología, la economía, las ingenierías, el derecho, la planificación, la política, y la sociología, entre otras. El paradigma de desarrollo ha suscitado el encuentro de tan numerosas disciplinas porque las exigencias de un proceso que afecta a la humanidad de forma global exige un esfuerzo interdisciplinar de primer orden de magnitud. En la actualidad, podemos hablar del desarrollo sostenible como un paradigma de comunidad científica interdisciplinar. El desarrollo sostenible es un paradigma extendido a partir del tradicional paradigma del desarrollo.

Cuando decimos que es un paradigma extendido queremos expresar que va más allá del campo conceptual de los paradigmas científicos ordinarios que hemos estado analizando. El significado y la dinámica de los paradigmas desarrollados a partir de las referencias de Kuhn están aplicados al ámbito científico, esto es al progreso científico buscando soluciones científicas. Pero el desarrollo sostenible es, además de un campo de encuentro de la investigación científica sobre el desarrollo, también –y muy especialmente– una propuesta de compromiso ético y moral. Esta dimensión se ve claramente en las referencias del Informe Brundtland (WCED, 1987), que no son definiciones científicas de un tipo de desarrollo cuya viabilidad siquiera haya sido demostrada, sino que son metas (“el desarrollo sostenible se convierte en una meta no sólo para los países ‘en desarrollo’ sino también para los industrializados”), requerimientos (“el desarrollo sostenible requiere la promoción de valores que estimulen estándares de consumo que estén en los límites de lo ecológicamente posible y a los que todos podamos, razonablemente, aspirar”), o propuestas genéricas –como es el caso de la definición cuasicanónica de desarrollo sostenible– (“desarrollo sostenible es el desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades”). En este sentido, Kates (2001) señala que el término ‘sostenibilidad’ es un concepto normativo

³⁰⁴ En el campo de la economía, especialmente en relación con el medio ambiente, encontramos dos paradigmas conformes al paradigma de comunidad científica articulados en comunidades científicas unidisciplinarias bien diferenciadas: la economía ambiental y la economía ecológica (Folke & Jansson, 1992).

que se refiere no solamente a lo que 'es', sino también a lo que 'debería ser' el uso humano de la Tierra.

Llegado este punto podemos intentar responder las preguntas formuladas al inicio del apartado. La primera cuestión era: ¿podemos considerar al desarrollo sostenible como un paradigma?. La respuesta es que sí, pero con matices. El desarrollo sostenible, como hemos visto, constituye actualmente un paradigma científico extendido, identificable como 'paradigma de comunidad científica interdisciplinar', pero ampliado con una dimensión ética y moral.

Dada que la primera pregunta resulta afirmativa, procede la segunda: ¿este paradigma nuevo representa una continuidad de paradigmas anteriores o representa un cambio de paradigma dominante? En nuestra opinión responde afirmativamente, pero con matices, a las dos posibilidades. Por una parte representa una continuidad del tradicional paradigma de desarrollo que, como se ha visto, se ha ido ampliando por agregación al paradigma de científicos procedentes de muy diversas disciplinas; aunque su nueva dimensión ética y moral podría llegar a cuestionar la continuidad del paradigma. Por otra parte, el desarrollo sostenible podría considerarse desde el punto de vista meramente científico (de acuerdo con el segundo significado de Kuhn) como un potencial paradigma germinal. La medida en que ese potencial se materialice va a depender de la consistencia científica intrínseca del desarrollo sostenible (y por tanto de su capacidad real de crear soluciones) y de la capacidad de los científicos (en un escenario irrenunciable de integración disciplinar) de expresar los conceptos y articular las proposiciones³⁰⁵ que pudieran derivar en una teoría del desarrollo sostenible.

Por su parte, la dimensión ética y moral del desarrollo sostenible va a requerir, de forma adicional, compromisos y cambios institucionales y operativos que afectan a toda la sociedad.

En este escenario, el desarrollo sostenible aparece como una propuesta de nueva dirección para el desarrollo, poniendo el énfasis en que el desarrollo es necesario, pero que debe ser sostenible desde un punto de vista económico, ecológico y socio-cultural, desde cada uno y desde todos al mismo tiempo. Como hemos visto, la cuarta dimensión que debe contemplarse es la ética, pero que no será un vértice más, sino una envolvente del espacio conceptual científico del desarrollo sostenible.

³⁰⁵ El enorme dinamismo científico del desarrollo sostenible hace que podamos empezar a hablar de que se van dibujando ya dos paradigmas de comunidad científica en su seno: el de 'sostenibilidad débil' y el de 'sostenibilidad fuerte'.

Tres dimensiones y tres preguntas para el desarrollo sostenible

La triple aproximación al desarrollo sostenible a través de las dimensiones económica, ecológica y sociocultural es el resultado de un esfuerzo e interés por encontrar pautas operativas que permitan materializar el reto del desarrollo sostenible en todo el campo de decisiones y actividades humanas. Uno de los primeros investigadores que conceptualiza y expone de forma gráfica (véase fig. 5.1) la triple aproximación al desarrollo sostenible es Munasinghe (1993).

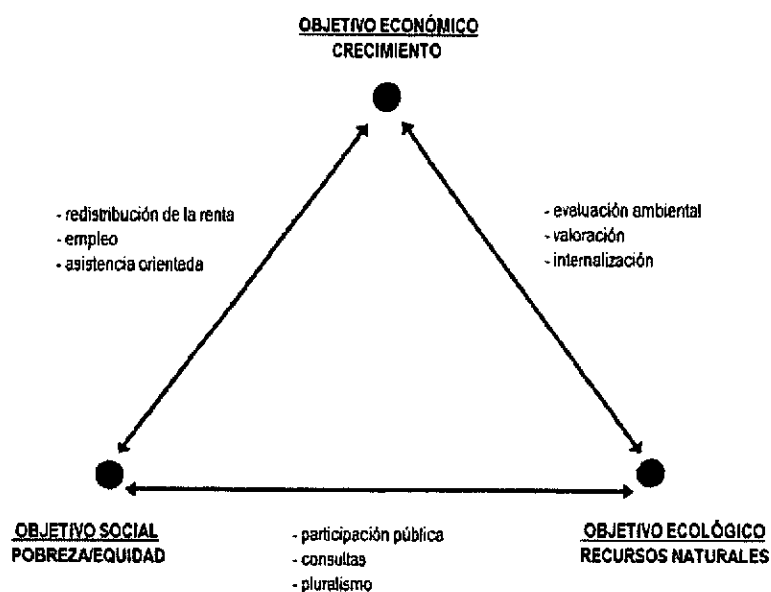


Fig. 5.1 Relaciones entre los tres objetivos principales del desarrollo sostenible (modificado de Munasinghe, 1993)

Como hemos visto con anterioridad, el paradigma de desarrollo va construyéndose progresivamente mediante la agregación de nuevos enfoques disciplinares. La evolución del paradigma de desarrollo se inicia entre los años cincuenta y sesenta centrado, desde una perspectiva puramente económica, en el crecimiento y en el incremento de la producción. Posteriormente, en los años setenta, se incorpora la dimensión social, cuyos objetivos fundamentales son proveer un desarrollo más social, reduciendo la pobreza e incrementando la equidad. Como se observa en la figura adjunta, la relación interdisciplinaria entre los objetivos económicos y los sociales debe implementarse a través de procedimientos de redistribución de la renta, creación de empleo y programas dirigidos a los sectores más desfavorecidos. Posteriormente, en los

años ochenta, se incorpora el objetivo ecológico, propiciando unas nuevas pautas de relación con los objetivos económicos, mediante los instrumentos de evaluación ambiental, de las técnicas de valoración y de los procesos de internalización de costes ambientales en los procesos productivos. La relación de los objetivos ambientales y los sociales se articula a través de mecanismos de participación pública y consultas, así como un respeto a la diversidad cultural y la pluralidad.

En una aproximación económica a la sostenibilidad resulta fundamental identificar la interpretación del objetivo de la sostenibilidad que puede hacerse desde la noción usual de sistema económico. Hasta finales de los años noventa, la aproximación a la sostenibilidad está basada en el concepto de Hicks-Lindahl del máximo flujo de ingresos que puede generarse manteniendo como mínimo el stock de capital con el que se han obtenido esos beneficios (Maler, 1990); una aproximación donde subyace también el concepto de optimalidad y eficiencia económica aplicada a la gestión de recursos escasos. Algunos de los problemas que aparecen ya en esta primera aproximación económica al desarrollo sostenible se encuentran a la hora de identificar los tipos de capital que deben mantenerse y su sustituibilidad, así como la valoración de los bienes (en particular los recursos naturales). Poco más tarde, a principios de los años noventa, Robert M. Solow, un economista de referencia galardonado en el año 1987 con el premio Nobel por sus trabajos sobre el crecimiento económico, se propone abordar la definición de la sostenibilidad “desde la perspectiva de un economista” (Solow, 1991). Para avanzar más allá de lo que representa el término sostenibilidad como un compromiso emocional, el autor sugiere que debe concretarse el enunciado genérico del informe Brundtland precisando lo que se quiere conservar. Así, Solow plantea que lo que debe ser conservado es el valor del stock de capital, incluyendo el capital natural, con que cuenta la sociedad. De esta forma se otorgaría a las generaciones futuras la posibilidad de seguir produciendo bienestar económico en una situación asimilable a la actual. Una vez establecido el objetivo de conservación, Solow plantea los problemas derivados de la valoración: por una parte debe obtenerse una valoración adecuada, completa y acertada del stock de capital, así como del deterioro ocasionado al mismo; y por otra parte debe asegurarse que el valor de la inversión anual que contribuye a incrementar el stock compense, al menos, la valoración de su deterioro anual. De esta manera, siguiendo a Solow (1992): “el

compromiso de la sostenibilidad se concreta así en el compromiso de mantener un determinado montante de inversión productiva. (...) el pecado capital no es la extracción minera, sino el consumo de las rentas obtenidas de la minería”. El planteamiento de Solow abre la puerta a la necesidad de que las investigaciones económicas en el campo de la sostenibilidad vayan más allá del universo aislado de los valores pecuniarios o de cambio, incluso más allá de los descubrimientos de nuevas técnicas de valoración de los recursos naturales y ambientales por parte de los economistas especializados. En este sentido el autor afirma que: “francamente, en gran medida, mi razonamiento depende de que se obtengan unos precios sombra aproximadamente correctos (...) (para lo cual) estamos abocados a depender de indicadores físicos para poder juzgar la actuación de la economía con respecto al uso de los recursos ambientales. Así, el marco conceptual propuesto debería ayudar también a clarificar el pensamiento en el propio campo del medio ambiente” (Solow, 1992). De esta forma, y siguiendo a Naredo en referencia a las proposiciones de Solow: “su propuesta no está reñida con, sino que necesita apoyarse en el buen conocimiento de la interacción de los procesos económicos con el medio ambiente en que se desenvuelven, restableciendo la conexión entre el universo aislado del valor en que venían razonando los economistas y el medio físico circundante” (Naredo, 1996). La sostenibilidad económica estriba en el mantenimiento a largo plazo del capital producido y del capital natural; y hay un cierto consenso en la necesidad –cuanto menos- de mantener el capital intacto. Pero el consenso sólo llega hasta ese punto. A partir de él encontramos dos posturas claramente diferenciadas que se asocian con los términos de: sostenibilidad débil y sostenibilidad fuerte. Los economistas neoclásicos están a favor de la noción de sostenibilidad débil, asumiendo que el mantenimiento de todo el capital puede alcanzarse reemplazando el capital natural (desaparecido o degradado) con los factores de producción humanos o producidos. En el otro extremo de la escala de la sostenibilidad, se encuentra la sostenibilidad fuerte, que demanda la preservación íntegra de los ecosistemas y de sus servicios. Respondiendo a una visión más amplia e inclusiva, propia del estado del paradigma de desarrollo sostenible en los primeros años del siglo XXI, otros autores, como Tomás Carpi (2003b), elaboran una definición detallada y matizada del desarrollo económico desde la perspectiva de la sostenibilidad ecológica: “podemos definir al desarrollo económico ecológicamente

sostenible como un proceso de cambio estructural global consistente en la transformación de la sociedad, tanto a nivel de los medios como de los fines, mediante la innovación de proceso y de producto, el cambio institucional y de los mecanismos de regulación del sistema económico y una evolución socio-cultural y de las relaciones de poder orientados a mejorar la calidad de vida de las personas, impulsar el desarrollo social y la justicia distributiva de las sociedades y preservar-mejorar las capacidades auto-productivas y de prestación de servicios de los ecosistemas naturales”, una definición que se completa con una observación sobre este concepto normativo: “el objetivo está compuesto de variables sociales (las que conforman el nivel y calidad de vida), las restricciones son de orden físico-químico, biológico y ecológico, y los mecanismos de transmisión e instrumentos son tecnológicos, socio-culturales e institucionales, estando todos ellos condicionados por la evolución de las relaciones de poder y del conocimiento” (Tomás Carpi, 2003b).

Respecto a la aproximación o dimensión ecológica del desarrollo sostenible, y tomando como referencia inicial la perspectiva de finales de los años ochenta y principios de los noventa (Munasinghe, 1993), podemos destacar que esta aproximación se orienta hacia la estabilidad del sistema biofísico natural. En este sentido, es muy importante que tengamos en cuenta la viabilidad de los subsistemas que son críticos para la estabilidad global de todo el ecosistema (Perrings, 1991). Durante décadas hubo una permanente competencia entre la protección ambiental y el desarrollo humano; pero ya a finales de los años setenta empezó a verse con claridad que este enfoque de competencia era inadecuado. De esta forma, la protección de la biodiversidad, continuando la corriente iniciada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 1980), se mantiene como un aspecto clave. Además, los sistemas naturales se reinterpretan para incluir el medio ambiente antrópico, como las ciudades. Se pone énfasis en preservar la elasticidad (resiliencia) y la capacidad dinámica de los sistemas para adaptarse a los cambios, más que para conservar un estado estático ideal. En los últimos años las aproximaciones ecológicas hacia el desarrollo sostenible se están centrando en una consideración amplia, de corte estratégico, preocupada por una gestión global del sistema Tierra (Clark, 2005).

Por otra parte, el concepto socio-cultural de sostenibilidad persigue mantener la estabilidad de los sistemas sociales y culturales, incluyendo la reducción de conflictos

destructivos (UNEP *et al.*, 1991), conflictos que se han revelado además como factores multiplicadores del retroceso en el desarrollo humano y de intensa degradación de la calidad ambiental. En esta aproximación adquieren gran importancia tanto la equidad intrageneracional, con el objetivo de eliminar la pobreza, como la equidad intergeneracional, que se preocupa de los derechos de las generaciones futuras. Se busca la preservación de la diversidad cultural en el mundo, y un mejor uso del conocimiento relativo a prácticas de sostenibilidad propias de las culturas menos dominantes. La sociedad moderna necesita estimular el pluralismo y la participación de base en un escenario de toma de decisiones más efectivo para el desarrollo socialmente sostenible. Sin embargo, con frecuencia, la dimensión social del desarrollo sostenible ha aparecido bastante amorfa, y en otros casos dominada por información económica, como el empleo, la renta y la propiedad (O'Connor, 2002). Por este motivo, tiene gran interés el resultado del esfuerzo que durante años han dedicado los especialistas de la evaluación de impacto social para encontrar y definir un conjunto de principios internacionales (Vanclay, 2003) que permitan transferir la dimensión social de los acuerdos internacionales a la práctica de un instrumento como es la evaluación de impacto. De forma ilustrativa, seleccionamos³⁰⁶ las aportaciones más significativas a la dimensión social del desarrollo sostenible: las cuestiones de equidad deben ser un elemento fundamental de la evaluación de impacto y de la planificación del desarrollo; es posible predecir gran parte de los impactos sociales de las actividades planificadas, y por tanto modificar éstas para reducir sus impactos negativos y ampliar los positivos; en todas las actividades planificadas y en sus evaluaciones debe procurarse que se orienten al crecimiento del capital social y humano de las comunidades locales y a fortalecer los procesos democráticos; el conocimiento local y la experiencia y conocimiento de los diferentes valores culturales locales debe incorporarse en cualquier evaluación; no debe aceptarse ningún proceso de desarrollo que atente a los derechos humanos de cualquier grupo social. Por otra parte, recientemente se está tratando también, en niveles regionales, de relacionar diferentes indicadores agregados de bienestar social³⁰⁷ con la componente de 'satisfacción de necesidades' que refiere la

³⁰⁶ El detalle de estos principios, tanto los aplicados al ámbito de los Estados Unidos como al internacional, puede verse, respectivamente, en ICPG-SIA (2003) y Vanclay (2003).

³⁰⁷ Pena (2004) relaciona bienestar con desarrollo sostenible para la perspectiva territorial de Galicia, mediante el intercomparativo temporal y provincial del índice de bienestar resultante del agregado de los siguientes componentes: renta, salud, servicios sanitarios, nivel educativo, oferta cultural y de ocio, empleo, condiciones de trabajo, vivienda, accesibilidad económica, convivencia y participación social, seguridad ciudadana, y entorno natural y clima.

definición canónica de desarrollo sostenible. En este punto conviene resaltar que en la dimensión social del desarrollo sostenible se está olvidando, o al menos subestimando, a un elemento fundamental que conforma la propia base del sistema socioeconómico humano, como es la salud. En el apartado de evaluación ambiental hemos podido observar cómo las evaluaciones de impacto sobre la salud, o la consideración de la salud en estos instrumentos, tiene un desarrollo prácticamente marginal (Utzinger *et al.*, 2005). No obstante el concepto de salud y su importancia es de tal magnitud que debería constituir una de los objetivos fundamentales. Hasta tal punto esto se hace cierto en relación con el desarrollo sostenible, que la salud se convierte tanto en una pre-condición para cualquier modelo de desarrollo sostenible como en un vector fundamental (mejora en la salud y bienestar de la población) capaz de impulsar esta dirección. Solamente de forma muy reciente hay algunos esfuerzos destinados a integrar, de forma indirecta, la salud en la agenda del desarrollo sostenible. En este sentido podemos destacar los trabajos de Mahoney & Potter (2004) en donde exploran desde un punto de vista teórico las posibles relaciones entre el concepto de línea de base triple (LBT), como concepto amplio de sostenibilidad, con los principios de la evaluación de impacto sobre la salud (EISa). Un estudio donde analizan la interrelación entre estos elementos y donde consideran el papel potencial que puede tener la EISa para contribuir con un mecanismo que permita incorporar los asuntos de la salud en la amplia agenda de la sostenibilidad de los gobiernos y empresas.

Como hemos visto, el modelo del triángulo plano de Munasinghe (también conocido como modelo de los ‘tres pilares’), en donde los vértices representan los objetivos del desarrollo sostenible (económico, socio-cultural y ambiental), ha tenido una gran importancia a la hora de visualizar el concepto de sostenibilidad y su función multiobjetiva. Existen otras figuras triangulares que representan de forma más dinámica estas relaciones entre los tres objetivos básicos del desarrollo sostenible (modelo tridimensional de Munasinghe, figura 5.2).

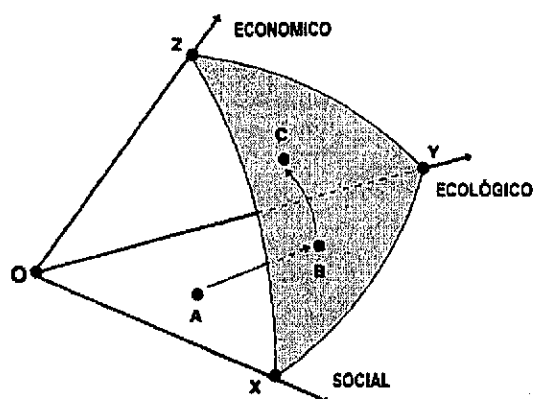


Fig. 5.2 Relaciones entre los tres objetivos básicos del desarrollo sostenible (Munasinghe, 1993)

La figura triangular se ha convertido así en un potente referente del imaginario del desarrollo sostenible. Sin embargo, y como era de esperar, el trabajo continuado de los investigadores en materia de desarrollo sostenible ha ido suponiendo nuevos retos a la estructura y a la forma de abordar los diferentes objetivos del desarrollo sostenible. Así, diversos investigadores europeos (Guimaraes & O'Connor, 1999; Douguet, O'Connor & Girardin, 1999; Douguet & Schembri, 2000) en sus respectivos estudios sectoriales sobre política climática y sobre contaminación de suelos y aguas por la agricultura, aprovechando las potencialidades que ofrecen las tecnologías de información y comunicación (TICs) para el debate y como soporte de las decisiones en las políticas ambientales, han ido aplicando y estudiando los problemas de la elección social, dando forma e incluyendo así una nueva dimensión de la sostenibilidad: la institucional. Otros autores (FAO, 2000) están incorporando a sus estudios, como el referido a los indicadores de desarrollo sostenible en la pesca marítima, y junto a los indicadores habituales³⁰⁸ de tipo económico, social y ecológico, una cuarta familia de indicadores: dimensión de gestión³⁰⁹ o dimensión político-institucional. Esta nueva dimensión, que se suma a las tres habituales del desarrollo sostenible, permite definir un marco “tetraédrico” (O'Connor, 2002) que representa la extensión de los objetivos del desarrollo sostenible hacia las bases institucionales en que pueden resolverse, entre otros, los problemas de elección social. Pero la dimensión político-institucional

³⁰⁸ Los indicadores habituales de tipo económico (valor de las capturas, contribución al PIB, ingresos, valor de las exportaciones pesqueras, inversión en flotas e instalaciones), social (empleo/participación, demografía, alfabetización, tradiciones/cultura pesquera, distribución hombre/mujer en la toma de decisiones), ecológicos (estructura de la captura, abundancia de las especies objetivo, tasa de explotación, efectos directos e indirectos de la pesca, cambios en los hábitats) (FAO, 2000)

también puede contribuir determinadamente a resolver deficiencias detectadas en el amplio debate de la sostenibilidad. En este sentido, von Braunmühl & von Winterfeld (2005), desde una perspectiva analítica y crítica de la sostenibilidad y la globalización, señalan que “el debate de la sostenibilidad, habitualmente enfocado en lo ambiental, económico y social, más que en las dimensiones políticas, proporciona un soporte débil para la discusión sobre la gobernanza global”, e inciden claramente en que “es muy difícil alcanzar la sostenibilidad cuando se definen sólo metas económicas³¹⁰, ambientales y sociales. A este triángulo le falta la dimensión política, que es esencial para integrar la sostenibilidad o las estrategias para la sostenibilidad en la esfera de las comunidades políticas”. Probablemente, y como hemos podido comprobar también en el apartado de la evaluación de las políticas e iniciativas legislativas, el compromiso político —e incluso la visión de nuestra forma de concebir y dar vida a la política— debería ser revisado a la hora de implantar efectivamente una agenda para el desarrollo sostenible. Es más, el método analítico de investigación de los problemas de la sociedad y la formulación de acciones correctoras, particularmente los nuevos retos hacia la sostenibilidad, están debilitados en su origen cuando, como señalan von Braunmühl & von Winterfeld (2005) “no se tienen en cuenta las estructuras y los procesos democráticos ni para describir los problemas ni para buscar soluciones”. En esta dirección situamos y exponemos de forma tentativa la propuesta de la figura tetraédrica de los objetivos del desarrollo sostenible, en donde además de las propuestas clásicas de desarrollo sostenible incluimos un nuevo vértice que representa la dimensión político-institucional. (véase figura 5.3)

³⁰⁹ En la dimensión de gestión o dimensión político-institucional, establecen como indicadores: régimen de cumplimiento, derechos de propiedad, y transparencia y participación, FAO (2000)

³¹⁰ Von Braunmühl & von Winterfeld (2005) señalan que el modelo de los tres pilares ha sido ampliamente criticado, pero no solamente por excluir la dimensión política, sino también por la dominancia efectiva de la dimensión económica.

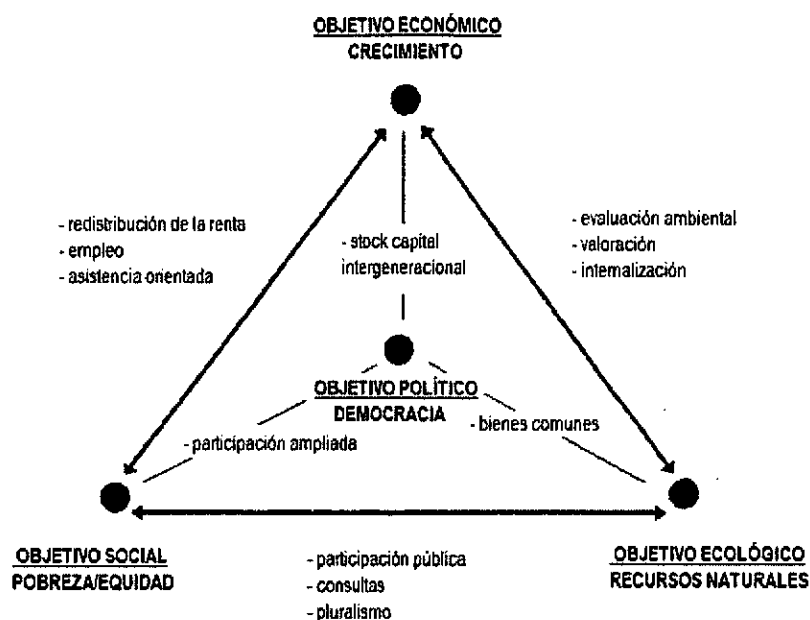


Fig. 5.3. Propuesta tentativa de 'tetraedro' del desarrollo sostenible (elaboración propia y modificado a partir de triángulo de Munasinghe, 1993)

La exploración científica sobre el concepto y alcance del desarrollo sostenible también ha producido otras interesantes figuras. Figuras (como la propuesta por NRC, 1999, fig 5.4) que responden a la forma en que se analiza esta realidad compleja como es el desarrollo sostenible, a las preguntas que nos hacemos acerca de este nuevo paradigma.

El desarrollo sostenible, como estamos viendo, está siendo tratado de una forma amplia por la literatura académica y política. Desde el *US National Research Council* se ha realizado una exhaustiva revisión (NRC, 1999) de los diferentes tratamientos del concepto de sostenibilidad presentes en la literatura académica y científica. El resultado tiene un particular interés por cuanto el análisis y descriptiva de ese proceso de revisión se formula a través de tres preguntas importantes: ¿qué es lo que va a desarrollarse?, ¿qué es lo que va a ser sostenido (o sostenible)?, y ¿durante cuánto tiempo?. Estas preguntas se están incorporando al debate sobre la definición de la sostenibilidad, donde autores como Parris & Kates (2003) afirman que “definir sostenibilidad es últimamente una elección social acerca de qué desarrollar, qué sostener y durante cuánto tiempo”. Este enfoque tiene un especial interés desde el punto de vista grafico (véase figura 5.4 adjunta) por cuanto se establecen las dos grandes columnas (lo

sostenible y lo desarrollable) vinculadas dentro de ellas y entre ellas por una serie de conjunciones de relación, y bajo un marco temporal variable.

¿Qué debe sostenerse?	¿Durante cuánto tiempo?	¿Qué debe desarrollarse?
<i>Naturaleza</i> Tierra Biodiversidad Ecosistemas <i>Soporte de la vida</i> Servicios ecosistemas Recursos Medio ambiente <i>Comunidad</i> Culturas Grupos Lugares	25 años 'Ahora y en el futuro' para siempre	<i>Población</i> Supervivencia infantil Esperanza de vida Educación Equidad Igualdad oportunidades <i>Economía</i> Bienestar Sectores productivos Consumo <i>Sociedad</i> Instituciones Capital social Estados Regiones
	Vinculado por Solo En mayor medida pero y o	

Fig. 5.4. Desarrollo sostenible: temas comunes, diferentes énfasis (a partir de NRC, 1999:24)

De esta forma, lo que está haciendo el NRC es mapear el conjunto de posibilidades que alberga el amplio concepto de desarrollo sostenible. Tal y como se presenta, la figura de NRC probablemente no aporte mayor claridad en cuanto a la dirección que debe seguirse del desarrollo sostenible, pero tal vez sí en cuanto al completo abanico posible de direcciones y sentidos que pueden imprimirse a este nuevo paradigma de desarrollo. En cuanto a la propia orientación del *US National Research Council*, puede afirmarse que su planteamiento, como ha sido expuesto más arriba, se encuentra en la dirección de plantear un período de dos generaciones para una transición consciente hacia el desarrollo sostenible. En este sentido, plantea (NRC, 1999) que debería desarrollarse un consenso amplio a nivel internacional de forma que el desarrollo sostenible debería ser aquél desarrollo que, para las dos próximas generaciones, promoviera el progreso “para cubrir las necesidades de una población mayor, pero estabilizada, para mantener los sistemas que soportan la vida en el planeta, y para reducir sustancialmente el hambre y la pobreza”, lo que hemos notado ya como definición NRC o transicional del desarrollo sostenible.

Dimensión ética y moral del desarrollo sostenible

El desarrollo sostenible, como hemos visto más arriba, constituye actualmente un paradigma científico extendido, identificable como ‘paradigma de comunidad científica interdisciplinar’, pero ampliado con una dimensión ética y moral.

Cuando analizamos desde una perspectiva ética y moral tanto la definición ‘Brundtland completa’ de desarrollo sostenible como la definición ‘NRC transicional’, observamos que promueven acciones que necesariamente incorporan valores éticos y morales: la prioridad máxima que se le otorga a la lucha contra la pobreza y el hambre (quienes se encuentran por debajo del umbral de necesidades de subsistencia), lo que significa un intenso compromiso intrageneracional con un gran esfuerzo de redistribución; el compromiso de satisfacer las necesidades (en un nivel de sostenibilidad) para toda la humanidad, lo que significa tanto continuar con el esfuerzo de redistribución como procurar un esfuerzo de moderación en el consumo por parte de las economías más fuertes y de las rentas más altas; la estabilización de la población; y el compromiso intergeneracional, que significa establecer unas pautas sostenibles en cuanto a las necesidades y garantizar, desde el presente, un conocimiento suficiente y un uso prudente de los ecosistemas (para evitar la sobreexplotación o destrucción de valores materiales o inmateriales no reemplazables). Efectivamente, la propuesta teórica del desarrollo sostenible tiene implícita, aunque no siempre reconocida, una clara dimensión ética. Una dimensión ética que puede alcanzar valores tanto colectivos como individuales, esto es, detrás de la apuesta por el desarrollo sostenible debe haber un compromiso colectivo –de las comunidades- y un compromiso particular –de los individuos-. De esta forma, la sostenibilidad ejerce una demanda colectiva e individual sobre dimensiones éticas y morales como la justicia distributiva, la generosidad, la moderación, el conocimiento y la prudencia. Un conjunto de elementos que pueden sintetizarse en dos propuestas básicas: compromiso intrageneracional y compromiso intergeneracional.

La pobreza y el hambre son dos realidades de tal magnitud que no pueden dejarse de lado en ningún análisis o propuesta de desarrollo, ya que cuentan entre los derechos humanos básicos la satisfacción de las necesidades básicas, o ‘necesidades de subsistencia animal’ como también han sido denominadas. Por esta razón, la lucha contra la pobreza debe constituir un compromiso ético de primera magnitud en el

escenario del desarrollo sostenible, un claro compromiso intrageneracional donde la persona debe tener un lugar preferente. “La gente pobre, como cualquiera, tiene diferentes ideas morales y ambiciones personales, y pertenecen a diferentes religiones o grupos étnicos. Pero a menudo están muy lejos de verse a sí mismos como pobres en un sentido estadístico” (Sachs, 2003). Sin embargo, en un mundo donde 1.300 millones de personas, la cuarta parte de la población, tienen 1\$ o menos disponible al día, o donde actualmente hay 2.800 millones de personas que disponen de una renta inferior a 2\$/día (el umbral de pobreza que viene considerándose últimamente); donde la pobreza rural se concentra en áreas geográficas (sur y sudeste de Asia, China central, África central y algunas regiones del interior de Sudamérica) y donde se multiplica en las megaciudades de cada continente, el problema adquiere una categoría moral prioritaria. Como hemos visto, las definiciones de desarrollo sostenible (Brundtland completa y NRC transicional) señalan como prioritaria la tarea de reducir la pobreza (hasta eliminarla) en un mundo orientado hacia la sostenibilidad. Desde las sociedades económicamente más prósperas nos preocupamos por cuestiones como la pobreza que vemos de lejos, como si no tuviera ninguna relación con nosotros. Sin embargo, como afirma Sachs “la transición a la sostenibilidad en las economías más prósperas, tanto en el norte como en el sur, es una condición necesaria para salvaguardar el derecho³¹¹ a la subsistencia de aquellos cuyo sustento depende del acceso directo a la naturaleza”, ya que la economía de base material intensiva está causando numerosos impactos de largo alcance sobre recursos básicos para otras comunidades. Cuando se hace un análisis de ciclo de vida de un producto podemos observar como, yendo hacia atrás en la demanda de materia y energía, alcanzamos dimensiones de impacto de muy largo alcance: “a partir del dato estadístico de que la minoría de los países prósperos sobreexplotan el medio ambiente global se está haciendo palpable la realidad de que éstos están provocando la degradación de otras sociedades” (Sachs, 2003). Y esta es una cuestión, que a escala de país, de sociedad o de individuo, se hace extensible a todos y cada uno de aquellos que superamos la magnitud de producción-consumo que

³¹¹ Sachs (2003) considera el derecho a la subsistencia como un derecho fundamental, más importante, y necesariamente anterior respecto al resto de los derechos humanos: “sobrevivir viene antes que una vida mejor”. Los derechos de subsistencia abarcan lo que el individuo necesita para desarrollarse como un ser vivo: aire limpio y agua potable, provisión elemental de salud, nutrición adecuada y vestido, y un lugar para vivir.

está por encima de los umbrales de sostenibilidad³¹². Como hemos planteado ya, esta cuestión tiene una carga ética y moral de primer orden de magnitud, donde garantizar los derechos de subsistencia para casi la mitad de la población global debe ser una exigencia irrenunciable. En este sentido engarza el concepto de desarrollo humano (Sen, 1990; Max-Neef, 1991; Sen, 1999) en el que se plantea la necesidad de superar la dimensión primaria del desarrollo como un crecimiento del producto interno para tener más presente la dimensión humana y sus problemas: la distribución, las necesidades y la equidad. Es un concepto en que la noción de desarrollo va más allá de los bienes y se centra en las capacidades: esto es, tanto lo que la persona puede ser o hacer, como los logros de las personas, lo que efectivamente llegan a ser. Para Sen, lo importante del desarrollo está en el individuo, su dignidad, su entorno, y su libertad; esta última como una cualidad que permite garantizar y potenciar las bases para que las personas dispongan de más oportunidades.

Como se ha expuesto, el compromiso de sostenibilidad no afecta solamente a los países en desarrollo, sino que tiene también una importante influencia en los países desarrollados. El esfuerzo en cuanto a la justicia distributiva, o la generosidad y la prudencia para limitar el uso de los recursos han de convertirse en referentes permanentes. El concepto de 'necesidades', una vez superadas las conocidas como necesidades básicas, es algo que está pendiente de un debate amplio y transparente. Parece claro que las pautas medias de consumo de los países industrializados son ya insostenibles. Por esta razón no va a ser posible que toda la humanidad comparta estas pautas, por lo que deberá comenzarse una reflexión sobre los procesos de desmaterialización de la economía y moderación en el consumo. Pero además, existe una larga controversia sobre la función de las riquezas materiales a la hora de procurar bienestar y felicidad a las personas. Como expone Bartelmus (1999b) "adquirir riquezas puede proporcionar placeres y seguridad, pero ¿te hace feliz?". Se han realizado muy diversas investigaciones en este sentido, de las que podemos deducir (Kenny, 1999) cuatro conclusiones generales: apenas hay evidencia de que los países más ricos sean más felices que los pobres; no hay evidencia de que el crecimiento económico (incremento en PIB) genere felicidad adicional; una posible excepción son los países

³¹² Una magnitud que, como hemos podido ver, y sea cual sea la forma de medirla: huella ecológica, presupuesto energético, demanda material, etc, se encuentra muy por encima de las cifras que serían globalmente sostenibles si se proyectaran sobre los más de 6.000 millones de habitantes nuestros ratios de producción-consumo unitarios.

que no han alcanzado sus necesidades básicas ('animales'), por ejemplo aquellos en que los ingresos per capita están por debajo de 1.000 \$ a 8.000 \$ (dependiendo del país y estudio); relativas cantidades de riquezas e ingresos son determinantes significativos de la felicidad. Estas conclusiones, a pesar de su carácter amplio y genérico, deben movernos a reflexionar sobre la dirección del desarrollo en relación con los intereses de las personas y en particular de cada individuo, en donde la felicidad, a pesar de ser un indicador muy 'volátil' tiene un potencial que no debe dejarse sin consideración.

Otra cuestión fundamental de la sostenibilidad, como se ha expuesto, es el compromiso intergeneracional. Si partimos de la definición canónica de desarrollo sostenible nos encontramos con el contrato intergeneracional³¹³, que es una cuestión ética de primera magnitud. Norton (2002), quien comparte la idea de que 'sostenibilidad' es un término vago y ambiguo, afirma que después de todo, el término sostenibilidad tiene un significado nodular: "sostenibilidad es acerca del futuro y de nuestra preocupación por él". De esta forma la sostenibilidad adquiere una dimensión que concierne a nuestras relaciones morales intertemporales y por tanto a nuestras obligaciones para con las generaciones futuras. Pero, se pregunta el autor, ¿tenemos obligaciones con el futuro?. A lo que se ha planteado, por ejemplo: ¿por qué yo debería preocuparme por la posteridad? o ¿qué ha hecho por mí la posteridad?. Estas cuestiones permiten reconocer (Norton, 2002) que nuestras relaciones con el futuro son, inevitablemente, en gran medida asimétricas. Las obligaciones con el futuro no son de tipo contractual, sino que responden a una elección individual y colectiva. Estas elecciones son el resultado de los 'modelos mentales' de los individuos y de las sociedades, y por tanto están vinculadas con la cuestión del conocimiento. Una cuestión que, desde una perspectiva de la sostenibilidad, está relacionada con un concepto renovado: la noosfera. La noosfera es el espacio de toma de conciencia de los seres humanos sobre su responsabilidad con la integridad del ecosistema global. Habitualmente, el ecosistema global ha sido definido como un espacio integrado por diferentes esferas: litosfera, hidrosfera, biosfera y atmósfera. Cuatro esferas que tienen unas dinámicas propias y particulares, pero que a su vez se interrelacionan a través de ciclos de materia y energía. La biosfera ha sido, lógicamente, la esfera en que más se ha

³¹³ El desarrollo sostenible como un "contrato entre generaciones" según (Dürr, 1997a).

fijado la ecología, y en algunas ocasiones ha venido a destacar la participación del ser humano como agente biológico físico. Pero hay una dimensión humana inmaterial que tiene una importancia clave tanto en los procesos de transformación material del ecosistema global (como hemos visto), como en el propio comportamiento de los seres humanos. Esta esfera de lo inmaterial humano (valores, cultura, tecnología, conocimiento) sugiere una parte de la biosfera en que, no solamente las acciones humanas, sino también el pensamiento y la reflexión humana sobre sus propias acciones, podría jugar un papel determinante. Esa esfera del ecosistema global fue identificada y denominada como 'noosfera' a mediados de los años veinte del siglo pasado por los científicos Teilhard de Chardin y Vernadsky, junto con el filósofo francés Le Roy (Vernadsky 1998/1926, citado en Clark *et al.*, 2005; Vernadsky, 1945). La noosfera es el espacio de toma de conciencia de los seres humanos sobre su responsabilidad con la integridad del ecosistema global. Diversos autores (Clark, 1989; Caldwell & Weiland, 1996; Mitchell, 2003) han venido poniendo de manifiesto que los esfuerzos progresivos de la sociedad por gestionar el impacto de las actividades humanas sobre el medio ambiente muestra que la humanidad está tomando seriamente la idea e implicaciones de una noosfera.

De acuerdo con lo que hemos visto, se hace necesario por completo, como vienen reconociendo diferentes autores (Dürr, 1997a; Hasegawa, 2001) una reflexión colectiva y una apuesta adicional o extraordinaria por la ética en el desarrollo sostenible. Ante la magnitud del cambio necesario en nuestra sociedad para desarrollar modos de vida ambientalmente compatibles e iniciar un gran esfuerzo mundial para enfrentarlo, autores como Dürr (1997a) se preguntan: "¿existe alguna base ética y preparación psicológica de las personas para iniciar dicha empresa desde hoy?". En este sentido Hasegawa (2001), también plantea en su propuesta de sostenibilidad ambiental la necesidad de una ética ambiental ya que "es incumbencia de los seres humanos la forma en cómo podemos conducir nuestras actividades para impulsar el desarrollo humano sostenible mientras, al mismo tiempo, preservamos la integridad de la Tierra, y reconocemos las relaciones de interdependencia que existen entre la Tierra y los seres humanos, y es imperativo que nos comprometamos en una ética ambiental fundamental que gobierne la conducta en las actividades humanas. De acuerdo con este autor los principios internacionales que configuran la ética ambiental se

encuentran en cuatro documentos clave: la Declaración de Estocolmo de 1972 sobre el medio ambiente humano; la Carta Mundial para la Naturaleza de 1982 (*World Charter for Nature*); la Declaración de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo de 1992; y la Carta de la Tierra de 1998 (*Earth Charter*). Pero, debido a su gran dinámica, durante la última década se están reconsiderando las aportaciones de la ciencia a la sostenibilidad ya que puede ser entendida menos como un estado o condición y más como una dirección u orientación para las actividades del desarrollo. Este enfoque es crucial, puesto que sitúa a la “sostenibilidad” en el mismo campo que otras grandes metas del siglo pasado, como la “libertad” y la “justicia”, unas metas sobre las que pensamos más en cómo aproximarnos que en lo que podemos hacer para alcanzarlas (Clark *et al.*, 2005). Pero incluso aproximarse hacia las metas de la sostenibilidad requiere unas acciones más comprometidas y más decididas en un escenario cambiante y dominado por tendencias muy fuertes como los efectos de la globalización y de la gobernanza global en relación con la sostenibilidad. Si existe una apuesta real por la sostenibilidad, su espacio de debate debe superar los límites de carácter tecnocientífico porque parece claro (Clark *et al.*, 2005) que “se necesita movilizar las perspectivas humanísticas que podrían ayudarnos a comprender mejor la forma en que las ideas sobre medio ambiente, desarrollo y sostenibilidad interactúan con otras dimensiones del pensamiento humano relativas a lo que pensamos que somos y lo que queremos ser”, y de esta forma incorporar –también desde una dimensión ética y moral– las relaciones entre la gobernanza y la sostenibilidad, procurando superar las dificultades que, muy recientemente, señalan von Braunmühl & von Winterfeld (2005): “mientras que el debate de la gobernanza se concentra en el problema del control político del proceso de globalización y de los déficits democráticos asociados, el debate de la sostenibilidad se orienta en particular a la capacidad de carga ambiental y, en parte, a cuestiones de justicia. Sin embargo, raramente se vinculan los dos debates”.

En definitiva, y siguiendo a Dürre (1997a): “la ética y la cultura humana pueden considerarse como una consecuencia de la evolución natural más que un mero adorno de la excelencia del hombre. En particular la ética no puede exigir en principio acciones especiales, sino más bien moderación, y también un ritmo apropiado de nuestras acciones para darles a los procesos naturales una buena oportunidad para compensar

nuestros errores". Así pues, justicia distributiva, generosidad, moderación, conocimiento y prudencia, se constituyen en claves éticas del desarrollo sostenible.

5.2 BASES DEL DESARROLLO SOSTENIBLE

Límites y restricciones al desarrollo sostenible

Los límites y restricciones al desarrollo sostenible pueden formularse, en primera aproximación, como las limitaciones biofísicas al crecimiento económico. Una cuestión que ha sido extensamente desarrollada por autores como Cleveland (2003), quien en su trabajo expone los límites del mercado y de la tecnología para llegar a preguntarse si existe una capacidad de carga de la tierra para los seres humanos, y concluir analizando diversos modelos de producción, bienestar y utilidad alternativos. Es frecuente y sencillo atribuir al mercado y a la tecnología la responsabilidad –tanto positiva como negativa– sobre el agotamiento o la degradación de los recursos. Sin embargo hay numerosos factores que pueden reducir o incrementar el potencial de estos elementos en relación con los problemas ambientales. Cleveland distingue nueve cuestiones clave sobre este tema: (1) el cambio tecnológico está relacionado con el uso de energía de más calidad cada vez; (2) el incremento en la riqueza no conduce inmediatamente a mejoras en la calidad ambiental; (3) las mejoras en la eficiencia del uso de energía y materiales pueden producir un ‘efecto rebote’ que incremente realmente el uso de recursos y la generación de residuos; (4) límites termodinámicos a las sustituciones que reducen el uso de materia y energía; (5) el capital humano y el capital natural son muy complementarios, lo que limita el grado en que el capital formado puede sustituir al natural; (6) el capital humano está hecho y opera con flujos de energía y materia, lo que limita las posibilidades de sustitución; (7) los ecosistemas que aportan servicios críticos para soporte de la vida que no tienen equivalente humano no pueden afectarse más allá de umbrales límite que una vez traspasados supongan la pérdida irreversible del servicio ecológico; (8) el mercado a menudo no ofrece las señales correctas para el cambio tecnológico; y (9) el cambio tecnológico a menudo tiene efectos colaterales que no han podido anticiparse. Una vez expuestas las cuestiones que conforman los puntos críticos de restricción del medio biofísico y el crecimiento económico, articulados en torno a las realidades socioeconómicas del mercado y la tecnología, pasamos a la capacidad de carga de la Tierra para el ser humano, como expresión de los límites probables al número de seres humanos (en función de la intensidad de su actividad).

En el programa hilbertiano para una ciencia del sistema Tierra figura como pregunta número 16, dentro del bloque normativo, la cuestión “¿cuál es la capacidad de carga de la Tierra?” (Clark *et al.*, 2005). La capacidad de carga de la Tierra está dada por el máximo número de personas (para un estilo de vida considerado) que puede soportar el planeta. Esta cuestión ha sido un tema recurrente desde que el científico holandés Antoni van Leeuwenhoek realizara una primera estimación en 1679, cifrando la capacidad de carga terrestre en 13.400 millones de habitantes. Desde entonces se han realizado decenas de estimaciones. Joel Cohen, quien ha realizado una exhaustiva investigación de este tema (Cohen, 1995a, 1995b), advierte que no se produce una evolución convergente hacia una cifra, es más, los cálculos presentan una notable dispersión (obteniendo valores desde 1.000 millones hasta 1 billón de habitantes), si bien los más frecuentes se encuentran entre los 5.000 y 50.000 millones de personas. La ausencia de convergencia puede explicarse, en parte, por dos factores: por el lado de la ‘oferta’ la incertidumbre sobre el cómputo de la totalidad de los servicios ecológicos que puede aportar el planeta; y por el lado de la ‘demanda’ la incertidumbre sobre el total de las necesidades ecológicas que deben ser satisfechas de acuerdo con unos estándares razonables.

Los umbrales son los límites, para indicadores o parámetros seleccionados, que pueden sugerirnos si estamos de un lado o de otro en nuestro modelo de sostenibilidad o insostenibilidad. Aunque no es sencillo establecer estos límites, hay propuestas metodológicas interesantes para definir umbrales de sostenibilidad, como por ejemplo la del ecopresupuesto o presupuesto energético (Dürr, 1997b). Al margen de la dificultad metodológica que tiene llegar a este presupuesto y, a pesar de esta y otras muchas dificultades, el autor plantea un eco-presupuesto basado en consideraciones energéticas. Este presupuesto parte de una equivalencia entre la energía primaria producida en todo el mundo, que asciende a 13 teravatios, de los cuales el 82 % procede de recursos no renovables (77% de combustibles fósiles y 5% de energía nuclear) y el 18% procede en lo esencial de energía solar indirecta (12% de biomasa y 6% de energía hidráulica), y por otra parte del uso de la energía, que el autor denomina “esclavos-energía” y cuya fuerza equivalente ascendería a los 130.000 millones. Ese acceso a los recursos energéticos permite que cada persona incrementalmente –como

promedio y en términos ilustrativos- sus energías físicas en más de veinte veces³¹⁴ (el equivalente es de 22,4 esclavos-energía por persona). En esto debe señalarse que los cálculos de impacto humano por sobrepresión ambiental realizados por W. Ziegler (1979, 1992)³¹⁵ permiten calcular que el equivalente de 90.000 millones de esclavos-energía ya excedería la capacidad de carga del biosistema de la Tierra. Dürr (1997b) establece que el límite de consumo de energía promedio per cápita podría situarse en cerca de 1,5 kilovatios, o el equivalente máximo de 15 esclavos-energía por cada persona. Esta cifra de referencia obligaría a los países más desarrollados a reducir su consumo hasta situarlo en tasas respecto a la actual del 25% (Alemania) o hasta del 15% (Estados Unidos), mientras que en países mucho más pobres el consumo aún tendría un recorrido importante de crecimiento hasta alcanzar el valor medio global.

En el campo operativo, Dürr sugiere que se empleen medios tecnológicos para incentivar la reducción de demanda energética (mediante los denominados factores de reducción tecnológica), combinados con el instrumento del precio, de forma que se graven las energías procedentes de recursos no renovables hasta tres o cuatro veces sus valores actuales, a todo lo que se le sumaría el empleo de utilización descentralizada de energía solar. Asimismo, este autor plantea que una forma de apegarse cada persona a su limitado presupuesto energético, sería “publicar una lista de bienes de consumo y servicios comunes que muestre una estimación de la energía bruta o incorporada necesaria para producir esos bienes y prestar esos servicios”³¹⁶. Y termina Dürr señalando respecto a esta cuestión que muchas personas, al tener que valorar su propio consumo energético podrían descubrir con cierto alivio que la limitación energética en dicha sociedad de 1,5 kilovatios no exige en modo alguno un regreso a la vida a las cavernas ni una vida de sacrificios, sino que le permitiría vivir una vida agradable.

De acuerdo con Cleveland (2003), en el marco de las restricciones que plantea el medio biofísico al crecimiento económico, y para poder evaluar el potencial de sostenibilidad y la viabilidad de las políticas en esta dirección, los modelos de crecimiento económico deberían ser capaces de responder a cuatro preguntas críticas: (1) ¿el agotamiento de los recursos puede limitar el crecimiento?; (2) ¿la capacidad del

³¹⁴ La distribución territorial del uso actual de esclavos-energía refleja unas importantes diferencias de uno a otro lugar, como: 110 para Estados Unidos, 72 para Alemania, 8 para China y menos de uno para Bangladesh.

³¹⁵ *op. cit. in.* Dürr, 1997b

³¹⁶ El autor señala que con este instrumento también habrá sorpresas desalentadoras, como por ejemplo que “un viaje de 20.000 kilómetros de ida y vuelta por avión de Europa a los Estados Unidos consume como mínimo el equivalente a 1.300 litros de gasolina por pasajero, que corresponde a su presupuesto energético anual en esa sociedad de 1,5 kilovatios”.

medio ambiente para procesar residuos puede limitar el crecimiento económico?; (3) ¿hasta qué punto puede sustituirse el capital natural por capital humano?; y (4) ¿hasta qué punto una fuerza de trabajo formada puede sustituir al capital natural?.

Valores, principios y directrices para la sostenibilidad

El reto de avanzar en la sostenibilidad requiere una cierta clarificación terminológica. En otro ámbito de investigación, pero sin duda con valor para lo que se pretende, una importante y reciente comisión científica³¹⁷ define tres términos clave: valores centrales (*core values*), principios, y directrices (Vanclay, 2003). Los valores centrales están formados por el cuerpo de afirmaciones fundamentales y creencias que están sólidamente basadas y aceptadas como premisas. Los principios establecen de forma general bien un espacio de comprensión común (lo que sería un espacio de principios compartidos) y también indicaciones de hacia dónde debería dirigirse el curso de la actuaciones. Las directrices establecen criterios para planificar actuaciones específicas y clarifican cómo debe hacerse.

Los valores centrales para la sostenibilidad se encuentran en las definiciones del término desarrollo sostenible, especialmente en la ‘definición Brundtland completa’ y la ‘definición NRC transicional’. Como ya se ha visto estas definiciones no difieren sustancialmente, excepto en que la definición NRC transicional establece la sostenibilidad como un proceso de transición necesario a lo largo de dos generaciones, con lo que esto puede implicar. Una vez que sobrepasamos las definiciones de referencia, especialmente la de Brundtland (debido a su carácter canónico), empezamos a encontrar dificultades para identificar lo que más arriba hemos definido como valores: un cuerpo de afirmaciones fundamentales y creencias que están sólidamente basadas y aceptadas como premisas. Una cuestión que ha definido muy bien Bartelmus (1999a) “en la superficie hay acuerdo: el medio ambiente y la economía interactúan; la interacción reclama una integración de las políticas ambientales y socioeconómicas; y la solución se encuentra en el ampliamente propagado paradigma del desarrollo sostenible. Pero cuando escarbas abres la caja de Pandora de las diferentes nociones de sostenibilidad y de lo que significa conseguirlo”. Efectivamente, una vez superadas las

³¹⁷ Se trata de los trabajos de la comisión científica internacional encargada de revisar y redefinir los principios y directrices internacionales para la evaluación de impacto social (Vanclay, 2005)

definiciones hay poco espacio de afirmaciones fundamentales y creencias aceptadas como premisas en el desarrollo sostenible. De modo que el concepto de desarrollo sostenible no está exento de interpretaciones y de carga subjetiva, razón por la que está expuesto a diversos enfoques. Unos enfoques que se desplazan desde el más antropocéntrico hasta los enfoques más centrados en lo ecológico, según se sitúe el centro de interés de forma estricta en el ser humano, en el sistema socioambiental o en el sistema ambiental. Baker *et al.* (1997) recogen, en orden decreciente de rigor respecto a lo ecológico, diversos enfoques sobre el desarrollo sostenible realizada por varios autores, entre otros: O’Riordan, Seymour, Pearce, Weale, Grayson y Hobson. La tabla 5.1 adjunta representa, para cuatro modelos de desarrollo sostenible, los papeles de la economía, la naturaleza, la tecnología y las instituciones.

Enfoque sobre desarrollo sostenible	Papel de la economía y tipo de crecimiento	Naturaleza	Tecnología	Instituciones
Modelos “ideales” de desarrollo sostenible	Forma de sustento adecuada; se cubren necesidades fundamentales; cambios en modelos y niveles de producción y consumo	Se promueve y protege la biodiversidad	Tecnología adecuada, intensiva en mano de obra	Descentralizadas las instituciones políticas, sociales y económicas
Modelos con un alto desarrollo sostenible	Mercado regulado con criterios medioambientales; cambios de producción y consumo	Gestión y protección del medio ambiente	Tecnologías “limpias”; tecnologías mixtas de capital-mano de obra	Ciertas reestructuraciones de las instituciones
Modelos con bajo desarrollo sostenible	Política medioambiental dependiente del mercado; cambios en los modelos de consumo	Se reemplazan los recursos finitos con capital; explotación de recursos renovables	Soluciones técnicas viejas; tecnologías mixtas capital-mano de obra	Modificaciones mínimas en las instituciones existentes
Modelos de poco desarrollo sostenible de “continuidad”	Crecimiento exponencial	Explotación de todos los recursos	Tecnologías de producción intensivas en capital; automatización progresiva	Sin modificaciones

Tabla 5.1. Modelos de desarrollo sostenible (Baker *et al.*, 1997)

Por otra parte, desde el punto de vista de la economía, y en referencia al mantenimiento del stock de capital, el desarrollo sostenible responde, de acuerdo con

Norton (1992) a dos tipos de nociones de sostenibilidad: una sostenibilidad débil, formulada desde la racionalidad propia de la economía estándar; y otra fuerte, formulada desde la racionalidad de esa economía de la física que es la termodinámica³¹⁸ y de esa economía de la naturaleza que es la ecología, esto es desde la economía ecológica. Turner & Pearce (1992) y Pearce (1992) han prestado atención a las diferentes alternativas de interpretación de mantenimiento del stock de capital. Una posición de sostenibilidad débil se da si una política de conservación de todo el stock de capital (el creado por el hombre, el humano y el natural) es consistente si la degradación de capital de una zona es sustituible por inversiones en otra. En contraste, la sostenibilidad fuerte puede argumentar que no es aceptable reducir los valores ambientales por diversas razones: incertidumbre (no conocemos todas las consecuencias de las acciones humanas), irreversibilidad (las especies extinguidas no pueden reemplazarse), soporte vital (algunos bienes ecológicos tienen funciones de mantenimiento de la vida), y aversión a la pérdida (la gente está muy en contra de las pérdidas ambientales). La posición de sostenibilidad fuerte tiene muchas virtudes, pero las respuestas institucionales son variadas. De acuerdo con Naredo (1996), la sostenibilidad fuerte es la “que se preocupa directamente por la salud de los ecosistemas en los que se inserta la vida y la economía de los hombres, pero sin ignorar la incidencia que sobre los procesos del mundo físico tiene el razonamiento monetario. (...) es la sostenibilidad en el sentido fuerte indicado, la que puede responder a la sostenibilidad de las ciudades y de los asentamientos humanos en general”.

El problema de fijar los valores centrales en el desarrollo sostenible, con ser importante, no se limita exclusivamente a la existencia de diferentes modelos de desarrollo sostenible, sino que además afecta a otra cuestión clave: si el desarrollo sostenible es una meta alcanzable, como parece desprenderse de la definición Brundtland, o si se trata de un proceso continuado, como parece desprenderse de la definición NRC transicional. Este debate se produce porque si bien numerosos autores están reclamando un cambio inmediato del modelo socioeconómico vigente hacia el modelo orientado hacia el desarrollo sostenible, lo cierto es que tal cambio se observa como demasiado rápido para la envergadura del proceso de transformación. Desde una

³¹⁸ Söllner (1997) reexamina el papel de la termodinámica para la economía ambiental, sugiriendo que la incorporación de la termodinámica en la economía ambiental es una decisión de valor ‘meta-económico’ y que en un escenario en donde se adopte la sostenibilidad como principio guía la termodinámica permitiría definir un marco de límites absolutos a la economía.

postura probablemente más realista, diversos investigadores de la dinámica del desarrollo sostenible coinciden básicamente en afirmar que, en su caso, pasar del modelo actual de crecimiento económico al modelo de desarrollo sostenible va a necesitar un período de transición. Una transición que se estima alrededor de las dos generaciones (NRC, 1999) o en 30-50 años, según los economistas ecológicos del Instituto Wuppertal. De esta forma, los retos que se nos presentan para las siguientes e inmediatas décadas están en definir e implementar los instrumentos necesarios para el período transicional hacia el modelo de desarrollo sostenible. Esta formulación, que se proyecta a un horizonte temporal de dos generaciones, tiene un gran interés por cuanto, al dotar al objetivo de la sostenibilidad de una dimensión temporal, le confiere un mayor potencial operativo. Esta transición exige un equipamiento adecuado, que autores como Clark *et al.* (2005) han denominado ‘Sistemas de Guía para la Sostenibilidad’ (*Guidance Systems for Sustainability*), y para los que proponen trabajar en tres elementos apropiados: información, incentivos e instituciones; preguntándose cómo puede *Wissenschaft* contribuir al desarrollo de tales sistemas.

La información es un elemento fundamental para un proceso de guía (en el apartado sobre referencial del DS de este capítulo desarrollamos las unidades fundamentales de guía para la sostenibilidad: metas, objetivos, umbrales e indicadores, incluyendo la monitorización). La información permite expresar hacia dónde queremos ir así como si estamos acertando en lo que hacemos para llegar a ese punto. Hay que hacer un trabajo, para el que es necesario un diálogo social inteligente entre los políticos, los científicos y la sociedad en general, acerca de los objetivos e indicadores. Una definición que debe involucrar de forma activa a todos los agentes interesados e involucrados en el desarrollo sostenible. Pero mientras que los científicos sociales están teniendo bastante éxito a la hora de plantear un debate sobre las metas específicas y los indicadores en lo referido a las “necesidades humanas” (como una de las bases de la sostenibilidad); por la otra parte, los científicos naturales no han contribuido de modo efectivo a especificar las metas e indicadores para la “protección de los ecosistemas que mantienen la vida” (como otra de las bases de la sostenibilidad). En este apartado sólo podemos destacar (Parris, 2003) los avances realizados sobre las condiciones atmosféricas globales, donde sí disponemos de metas, objetivos, indicadores, así como de un seguimiento periódico.

El segundo de los elementos que convienen a los sistemas de guía hacia la sostenibilidad son los incentivos. Pero definir los incentivos correctos de una transición a la sostenibilidad no es fácil, porque inmediatamente surgen preguntas difíciles de responder: ¿de qué modo podemos inducir a la población a tomar decisiones sobre la producción y el consumo que sean menos impactantes sobre el medio ambiente?, ¿cuál es la mejor manera de adecuar los usos individuales de los bienes naturales comunes y de adecuar las inversiones en los bienes públicos de los servicios de los ecosistemas?. Cuando se hacen análisis teóricos a veces se llega a conclusiones interesantes sobre la forma en que los mercados son capaces de asignar eficientemente los recursos. Sin embargo, el mundo real está lleno de ejemplos que cuestionan el papel de los mercados como asignadores eficientes de las inversiones en sostenibilidad: subsidios que distorsionan, externalidades ambientales despreciadas, privatización de información relevante o regímenes de derechos de propiedad imperfectos. Como se ha observado en el apartado de la dimensión ética y moral del desarrollo sostenible, probablemente sean estas dimensiones las que puedan contribuir a obtener una orientación apropiada.

El tercer elemento necesario para definir un sistema de guía hacia la sostenibilidad son las instituciones, considerando éstas como un conjunto amplio de normas, reglas y organizaciones mediante las que la sociedad expresa lo que quiere hacer y cómo hacerlo. De acuerdo con Clark *et al* (2005), la “sostenibilidad” es en sí misma una norma, y forma parte de la institución emergente de la noosfera auto-reflexiva de Vernadsky. Algo que quedaría probado por los tratados y acuerdos internacionales que la sociedad está comprometiendo en las últimas décadas, y que muestran cómo la sociedad se orienta hacia un gobernanza racional de la interacción entre la sociedad y la naturaleza. Sin embargo, la experiencia de los últimos años también ha demostrado que el presente sistema institucional tiene carencias, por lo que se han dedicado esfuerzos a identificar algunas cuestiones críticas que representan algunas de las necesidades del sistema: 1) movilizar el conocimiento adecuado, de modo que los avances de I+D en sostenibilidad no se limiten sólo a aspectos globales, sino que consigan acercar³¹⁹ el

³¹⁹ En la cumbre de Johannesburgo se ha debatido la visión de la I+D para la sostenibilidad, que viene reflejando especialmente las prioridades de los programas globales, de las disciplinas académicas y de los países donantes, más que las necesidades de los receptores. De acuerdo con ICSU *et al*. (2002) la I+D para la sostenibilidad tiende a dedicar muchísima más atención a identificar los problemas que a ofrecer soluciones. No obstante, también hay ejemplos (como la red Honey-Bee de la India) sobre cómo un partenariado equilibrado y comprometido puede ayudar a facilitar la comunicación bidireccional entre los

concepto práctico de sostenibilidad a los gestores locales, que son los más cercanos a los problemas y a las necesidades; 2) integrar el conocimiento, un reto recurrente en los campos disciplinarios fronterizos y donde caben interrogantes cabales al estilo de “¿cómo pueden integrarse mejor las tradicionales ‘islas imperio’ de la investigación, las observaciones, la evaluación y las aplicaciones en los sistemas de resolución de problemas de la ciencia y tecnología para la sostenibilidad?” (Clark *et al.*, 2005); 3) ponderar la flexibilidad y la estabilidad, ya que la transición hacia la sostenibilidad tiene exigencias de largo plazo pero al tiempo una rápida evolución, dos visiones —estratégica y táctica— a las que hay que responder de forma conjunta y consistente; y 4) infraestructura y capacidad, estos dos parámetros resultan de importancia crítica a la hora de sostener los avances de la ciencia y tecnología para la sostenibilidad, siendo conveniente trabajar en las bases educativas (especialmente de los países menos desarrollados) como sustento de la ciencia y la tecnología, pero además debe procurarse una integración tanto vertical (desde los espacios de excelencia investigadora hasta las necesidades locales) como horizontal (con la transferencia de conocimiento y tecnología entre diferentes centros regionales).

Aunque, como acabamos de ver, no sea fácil formular el espacio común de creencias compartidas que configuran los valores de desarrollo sostenible, sí encontramos un espacio común más amplio en los principios para el desarrollo sostenible. Algunos de estos principios ya han sido adelantados en el análisis que acabamos de hacer sobre el sistema de guía para la sostenibilidad. En todo caso la cuestión de los principios de la sostenibilidad es un tema todavía abierto, y prueba de ello es que la pregunta número 15 (apartado de cuestiones normativas), del programa hilbertiano para la ciencia del sistema Tierra plantea: “¿cuáles son los criterios generales y principios para distinguir futuros no sostenibles de los sostenibles?” (Clark *et al.*, 2005).

Pero sin duda, en cuanto a principios operacionales, pueden destacarse entre los más importantes los aportados por Herman Daly (1991), quien relaciona los principios operacionales orientados al objetivo de la sostenibilidad con la escala óptima de utilización del medio, señalando cuatro principios: (1) debe limitarse la escala humana de la producción a un nivel que, si no es el óptimo, esté al menos dentro de la

capacidad de carga sostenible (principio fundamental); (2) el progreso tecnológico para el desarrollo sostenible debe tener como propósito el incremento de la eficiencia más que el aumento de la producción; (3) los recursos renovables deben ser explotados sobre bases sostenibles, de tal forma que se maximicen las ganancias sin provocar la extinción de estos recursos. Este principio supone tasas de explotación que no excedan las tasas de regeneración de recursos, y niveles de emisiones contaminantes que no excedan la capacidad de asimilación renovable del medio ambiente; y (4) los recursos no renovables deben explotarse a una tasa igual a la creación de sustitutos renovables.

El campo de los principios operacionales es más concreto y probablemente más sencillo que el de los principios teóricos. Los principios teóricos del desarrollo sostenible comparten también principios de las políticas ambientales, tales como el principio de prevención y especialmente el principio de precaución. Pero, tal vez pueden empezar a tenerse en cuenta para la sostenibilidad otros principios menos estructurados o de menor definición, pero que pueden contribuir de forma determinante en la orientación hacia el desarrollo sostenible. Para ello, y como propuesta tentativa a partir de los trabajos de Dürr (1997a), se proponen dos principios complementarios para el desarrollo sostenible: el principio de cierre de ciclo y el principio de moderación. El primero, de cierre de ciclo plantea que: “(...) una buena regla para encauzar nuestras acciones sería desarrollar actividades humanas que aumenten al máximo el número de procesos de producción que constituyen segmentos de ciclos cerrados, o sea, emplear procesos que no consuman de forma extensa los recursos no renovables” (Dürr, 1997a). El segundo principio, de moderación, puede plantearse desde Dürr (1997a): “en muchos casos, la responsabilidad no exigirá atención especial sino, por el contrario, moderación, y también un ritmo apropiado de nuestra acción que dé a la naturaleza una buena oportunidad de compensar nuestros errores”.

En tercer lugar debemos exponer brevemente los criterios de la sostenibilidad. En este caso pensamos que lo más adecuado es hacerlo desde una perspectiva sectorial. El concepto y práctica de desarrollo sostenible requiere un escenario que se ocupe de las variables más importantes que tienen relación con la sostenibilidad. Así podemos destacar, dentro de la esfera económica (el comercio), dentro de la esfera social (la

participación de la comunidad) y dentro de la esfera ambiental (la biodiversidad). En la zona de contacto de estas esferas encontramos otras importantes actividades de la población: el consumo de energía y los transportes (o movilidad). Estas claves son fundamentales, no sólo para entender la necesidad de un escenario de desarrollo sostenible sino, muy especialmente, para procurar establecer las direcciones o vectores en que debe orientarse o formularse la actividad tendente a la sostenibilidad. Lo que ha sido desarrollado sectorialmente por diversos autores, por ejemplo: sobre comercio (Gale, 1997b); sobre participación de la comunidad (Schumacher, 1997; Stott, 1997); sobre la gestión de recursos hídricos (Suárez & García, 2003); sobre movilidad (Root, 1997), o sobre el tema de la energía, que vamos a tratar brevemente. Christopher Flavin (1997b) señala que entre 1890 y 1910, en poco más de veinte años, se transformaron casi por completo los sistemas energéticos de Estados Unidos y Europa Occidental, sustituyendo el alumbrado mediante lámparas de gas y los carruajes por luces eléctricas y automóviles. Un cambio que determinó un rápido crecimiento industrial así como la formación de empresas en esferas nacientes como el petróleo, el automóvil y la energía eléctrica. Al entender del autor, en la actualidad podemos encontrarnos a las puertas de un cambio de semejanza o aún mayor magnitud, en lo que denomina “un camino acelerado hacia un sistema energético de baja emisión de carbono”.

Papel del conocimiento científico y de la tecnología en el desarrollo sostenible

Se viene aceptando en el escenario internacional (World Bank, 1999; UNDP, 2001) que el desarrollo, y de modo particular el desarrollo sostenible, son actividades intensivas en conocimiento. El desarrollo sostenible puede contemplarse como un proceso de gestión adaptativa y aprendizaje social en el que el conocimiento juega un papel central (Steffen *et al.*, 2004). El papel del conocimiento en el desarrollo sostenible es de tanta importancia que cuando autores como Clark *et al.* (2005) hablan de los profundos cambios que se han producido en la forma en cómo la sociedad contempla las cuestiones de medio ambiente y de desarrollo, han incluido también de forma diferenciada³²⁰ el término ‘conocimiento’. Esta vinculación del conocimiento al desarrollo sostenible tiene tanta importancia a efectos teóricos que en el contexto reciente de conferencias científicas como el *Workshop Dahlem* (Clark *et al.*, 2005) se

propone utilizar en vez del término inglés *knowledge*, el concepto alemán de *Wissenschaft*, una expresión que incluye de forma más amplia términos vinculados como conocimiento, aprendizaje y enseñanza. Así, podemos afirmar que la ciencia, la tecnología y *Wissenschaft* de forma más general tienen un papel decisivo si queremos avanzar hacia las metas y objetivos del desarrollo sostenible. Es más, la comunidad científica está cada vez más obligada a aportar soluciones a los problemas de la sostenibilidad. En este sentido, como exponen Clark & Dickson (2003), debe resaltarse que probablemente el mensaje de mayor calado que emerge de las discusiones a partir de la Cumbre de Johannesburgo de 2002 sea que la comunidad científica tiene que complementar su papel histórico como identificadora de los problemas de la sostenibilidad con un mayor acercamiento a la comunidad científica del desarrollo para trabajar en soluciones prácticas para esos problemas. En la misma línea argumental se manifiestan Cash *et al.* (2003), quienes plantean que los esfuerzos para movilizar la ciencia y la tecnología para la sostenibilidad son mucho más efectivos cuando se gestionan en la frontera entre el conocimiento y la acción. Esta integración de las comunidades científicas y ese paso adelante hacia la acción es tanto más importante cuanto se dan avances diferenciales, como ya señalan Parris & Kates (2003) cuando exponen que, hasta el momento, la comunidad académica ha hecho un mejor trabajo para avanzar hacia la parte del ‘desarrollo’ que hacia la parte ‘ambiental’ del desarrollo sostenible (Parris & Kates, 2003). Este esfuerzo de integración disciplinar está emprendiéndose a través de aproximaciones organizativas como ‘ciencia cívica para la sostenibilidad’ (Bäckstrand, 2003), la ‘ciencia de la sostenibilidad’ (Clark & Dickson, 2003; Swart *et al.*, 2004) o ‘ciencia para la sostenibilidad global’ (Clark *et al.*, 2005). Bäckstrand revisa la noción de ‘ciencia cívica’ en relación con la gobernanza ambiental global y cómo está articulada entre las relaciones institucionales, los estudios científicos, la teoría democrática y la ciencia de la sostenibilidad. Para Clark & Dickson “la ciencia de la sostenibilidad todavía no es un campo ni disciplina autónoma, sino más bien un escenario vibrante que está aproximando a los académicos y a los técnicos, perspectivas globales y locales del norte y del sur, y disciplinas diversas como las ciencias naturales y las sociales, la ingeniería y la medicina. Su enfoque de los temas principales, de los criterios para el control de la calidad, y sus integrantes comparten

³²⁰ “The last half century has seen a number of transitions in how society views the relationships among environment, development, and knowledge” (Clark *et al.*, 2005)

elementos sustanciales, y puede esperarse que sea durante algún tiempo”. De esta forma, y como sintetizan estos autores “la ciencia de la sostenibilidad se centra en las interacciones dinámicas entre la naturaleza y la sociedad”. Por su parte, Swart *et al.* (2004) señalan que, ante las tendencias de instostenibilidad que muestra la co-evolución de los sistemas humanos y naturales, la ciencia emergente de la sostenibilidad es la respuesta a la necesidad de aproximaciones para entender los complejos problemas del medio ambiente y el desarrollo, en donde se requiere “planear un nuevo territorio científico y ampliar el actual cambio global de la agenda de investigación”. Unos planteamientos que no pueden ignorar el hecho de que el conocimiento científico no es neutral, sino que opera en un contexto geopolítico definido por tendencias y dominaciones, razón por la que Dalby (2004) insiste en tener en cuenta que “el desarrollo de la ‘ciencia’ y el conocimiento que produce no está divorciado de su contexto social y económico”.

Por otra parte, y en relación con el papel de la tecnología en el desarrollo sostenible, se observa que el papel de esta se descubre a partir de la necesidad de explicar las tasas de crecimiento positivas que se observan empíricamente en las distintas economías, justifican la introducción del progreso tecnológico como factor exógeno que determina la existencia de tasas de crecimiento de la renta per cápita positivas a largo plazo. Así, desde los años cincuenta (Solow, 1956, 1957; Swan, 1956) los modelos de tipo exógeno de crecimiento económico ya tienen en cuenta la variable de cambio tecnológico. Aún a pesar de la progresiva evolución de estos modelos, todos ellos tienen presente que el progreso técnico es el único factor que permite aumentar la tasa de crecimiento a largo plazo. Esto es, la tecnología ejerce un factor positivo sobre el crecimiento. Sin embargo la intensidad del crecimiento está ligada al tipo de tecnología. Así, de acuerdo con Escot & Galindo (1999), “si esas mejoras tecnológicas suponen la introducción de comportamientos más respetuosos con el medio ambiente, podríamos mejorar aún más los niveles de renta alcanzables en el largo plazo”.

Papel de las políticas económicas y de la gobernanza en el desarrollo sostenible

La función de las políticas económicas en el desarrollo sostenible tiene una importancia mayor, y en este sentido los esfuerzos tendentes a formular principios operativos o criterios capaces de avanzar en esta dirección son absolutamente necesarios. Las bases

para la investigación en esta línea se desarrollan a partir de Daly (1996) quien destaca tres medidas hacia la sostenibilidad: desplazar la inversión hacia el capital natural; llevar a cabo una política fiscal consecuente con la sostenibilidad; e incorporar decididamente el medio ambiente en la agenda de los acuerdos económicos internacionales. La primera medida, el desplazamiento de la inversión hacia el capital natural, se hace necesaria en cualquier suposición sobre la sustituibilidad y complementariedad entre el capital creado por el ser humano y el natural. Respecto a la segunda medida, sobre la política fiscal, se destaca que los subsidios que se otorgan para potenciar el crecimiento económico pueden generar incentivos al sector productivo para emplear cualquier medio para incrementar la producción a costa del medio ambiente, generando problemas no deseados como contaminación o deforestación. También se cuenta con instrumentos como los impuestos ecológicos destinados a desincentivar el uso y consumo de ciertos recursos. En tercer lugar, se incide en la conveniencia de vincular de la forma más realista posible las políticas internacionales referentes a las movilidad de capitales o al comercio con los factores ambientales.

Diversos teóricos de la política interesados por el desarrollo sostenible (Bleischwitz, 2003; von Braunmühl & von Winterfeld, 2005) y en la gobernanza ambiental global (Clapp, 2005) están investigando el papel de la gobernanza en el proceso de incorporación a la agenda política del paradigma de desarrollo sostenible. Bleischwitz utiliza el término 'gobernanza' como "la capacidad de la matriz institucional de un país (en la que los actores individuales, las empresas, los grupos sociales, las organizaciones cívicas y los políticos interactúan unos con otros) para implementar y reforzar las políticas públicas y para mejorar la coordinación con el sector privado". En su trabajo sobre la gobernanza para el desarrollo sostenible Bleischwitz llega a la conclusión de que "la función de la gobernanza es facilitar los procesos de aprendizaje mutuo, con los gobernantes en una posición fuerte, pero no dominante", un modelo de gobierno más próximo a las pautas de proximidad en donde se reduzca la distancia que ha separado tradicionalmente a los agentes públicos de los privados. Este nuevo modelo, más cooperativo, lleva a que los agentes públicos, sin perder sus funciones, puedan involucrar a los agentes privados y a otros agentes sociales. Una transformación que no responde a un juego de suma cero, sino a un juego de suma positiva que puede conducir a soluciones ganador-ganador. Algunas de

las características destacables del nuevo modelo de gobernabilidad en un escenario hacia el desarrollo sostenible plantean: la necesidad de alianzas entre el sector público y el sector privado (tanto la sociedad civil como las empresas); y la necesidad de que, para ganar legitimidad y credibilidad, procesos como la evaluación y la comunicación tengan una amplia participación de los sectores involucrados (Bleischwitz, 2003). Finalmente, este autor plantea un conjunto de retos para los políticos en la trayectoria hacia el desarrollo sostenible: las políticas deben tener unas condiciones mínimas de claridad y de duración en el tiempo, con objetivos verificables pero sin alcanzar unos umbrales máximos de densidad regulatoria; los beneficios no se alcanzan sólo en término de desarrollo de los mercados, sino también en términos de crecimiento de las capacidades, reputación y motivación; las iniciativas regionales y locales para el desarrollo sostenible pueden difundirse horizontalmente hacia otras regiones sin tener que pasar por la esfera de los escenarios nacionales o internacionales; las agencias y otras organizaciones que trabajan cerca de los mercados pueden economizar la necesidad de procesamiento de información, transparencia y difusión del conocimiento; y finalmente, las administraciones en los niveles nacionales y regionales pueden jugar un papel positivo proporcionando plataformas de comunicación y coaliciones que adquieran la responsabilidad de reforzar y monitorizar los procesos.

Por su parte, von Braunmühl & von Winterfeld (2005) proceden a analizar las relaciones entre desarrollo sostenible, gobernanza y el fenómeno de globalización. En su trabajo resaltan los elementos negativos de los procesos actuales de globalización que, según exponen, están contribuyendo a reconfigurar la relación público-privado, a erosionar los bienes comunes y a debilitar la democracia. A partir de esta descripción, la hipótesis que plantean von Braunmühl & von Winterfeld, es que “la integración de la sostenibilidad y la globalización sólo es posible si la democracia se piensa y se practica de forma diferente, lo que no es compatible con las ideas de gestión ambiental global – posiblemente implementada de arriba abajo por una autoridad pública con poder”. Entre 1970 y 2002 las corporaciones transnacionales (CTNs) han crecido desde las 7.000 hasta las 65.000 empresas matriz, que están asociadas con más de 850.000 empresas (Clapp, 2005). Todo este conglomerado empresarial representa la décima parte del PIB mundial y la tercera parte de las exportaciones mundiales. La importancia actual de las corporaciones transnacionales en la geopolítica económica y del medio

ambiente es absolutamente trascendente, por lo que también deben tener un papel apropiado en la agenda de cambio que se configura alrededor de la cuestión emergente de la gobernanza ambiental global³²¹.

³²¹ Para un mayor análisis de estas cuestiones véase, por ejemplo, Clapp (2005).

5.3 MARCO ESTRATÉGICO DEL DESARROLLO SOSTENIBLE (DS)

El nivel estratégico del desarrollo sostenible puede concebirse desde una perspectiva sectorial o geográfica. La perspectiva sectorial está íntimamente ligada a la dinámica del ciclo político y está informando muy diversas actuaciones de cuestiones claves por su peso en la actividad humana: la energía, el comercio, el transporte... La perspectiva sectorial también puede estar vinculada a un ámbito geográfico dentro del nuevo modelo de desarrollo regional basado más en pautas aproximadas al paradigma de desarrollo sostenible³²². En este subcapítulo, no obstante, vamos a centrarnos en la dimensión estratégica del desarrollo sostenible desde una perspectiva geográfica integrada, esto es, los planteamientos estratégicos que abordan íntegramente a una unidad geográfica (de escala internacional a escala regional)³²³, como veremos a continuación. A lo largo de los capítulos referidos a los instrumentos de evaluación ambiental, se ha podido comprobar que pueden establecerse, si bien dentro de un tronco común, dos escuelas operativas para la evaluación ambiental. En el esfuerzo por analizar el contexto de estos instrumentos en las diferentes estrategias de desarrollo sostenible, hemos incluido en este capítulo una referencia y análisis expreso de la estrategia estadounidense de desarrollo sostenible.

Las bases para incorporar los postulados del desarrollo sostenible en los niveles más altos del ciclo de decisión de los países, ya están notablemente desarrolladas y puestas en valor. No obstante, también algo nos dice que o somos capaces de ir alcanzando puntos comunes de avance –como una referencia colectiva– y materializar con más contundencia el desarrollo político en nuestra agenda política, o podemos entrar en un camino de ‘fatiga por el desarrollo sostenible’. No en vano, un reciente estudio realizado en 19 países concluye que “la mayor parte de los gobiernos nacionales no están pensando estratégicamente sobre la transición hacia un futuro sostenible. A pesar de los significativos progresos de la última década, las naciones todavía están en

³²² Véase, por ejemplo, en Cunha (2005) la propuesta de desarrollo sostenible para la costa brasileña, en donde se exploran las posibilidades de formular una nueva política del litoral y de los espacios portuarios con unas bases más próximas al concepto de sostenibilidad.

³²³ En el ámbito territorial se aportan varios ejemplos, desde el de la Unión Europea hasta el de Galicia. No se ha puesto ejemplo de estrategia de ámbito estatal puesto que aún no se ha aprobado la estrategia española de desarrollo sostenible (EEDS). Sólo se dispone de un documento de consulta de 2001, que habrá perdido su validez. Se ha creado por parte de la Universidad de Alcalá de Henares un observatorio de la sostenibilidad, página web www.sostenibilidad-es.org

estadios tempranos de aprendizaje hacia acciones efectivas estratégicas y coordinadas para el desarrollo sostenible” (Swanson *et al.*, 2004).

Bases estratégicas para el desarrollo sostenible desde un marco global

Cuando intentamos conceptualizar un marco global para el desarrollo sostenible debemos tener presentes las grandes tendencias de las dimensiones del desarrollo sostenible: en el ámbito económico debemos destacar el proceso de globalización económica; en el ámbito ambiental la interdependencia a escala planetaria de los ecosistemas y de la actividad humana; y en el ámbito social y político-institucional, la consideración de diversas conquistas sociales como bienes públicos globales.

La globalización económica es un proceso complejo y dinámico que está configurando un nuevo orden mundial. Un proceso que se fundamenta en dos cuestiones básicas: la interdependencia de las economías y la especialización productiva; gracias al impulso de las tecnologías de la información y la comunicación. Esto supone una práctica liberalización de los flujos de bienes, servicios y capitales al nivel mundial; donde se verifica “la existencia de enormes masas de capital varias veces superiores al flujo real de mercancías desplazándose de un país a otro en fracciones de tiempo casi imperceptibles en busca de algún punto básico de rentabilidad adicional” (Erias, 1998). La sostenibilidad de la globalización económica y la influencia de la globalización económica sobre la sostenibilidad económica y social, son dos cuestiones que están sometidas a un debate profundo y continuado. Autores como Erias (1998) plantean que las mutaciones derivadas del proceso de globalización, como es la ruptura espacial de la actividad económica y la disposición de los recursos en un espacio económico y social más amplio que el meramente nacional, tienen un efecto positivo muy claro. De hecho, como plantea este autor, la globalización supone “la utilización más eficiente de los recursos escasos a nivel internacional” e implica “la caída de una serie de barreras, de tipo político y económico, que hasta ahora habían repercutido de forma negativa en la eficiencia económica de determinadas regiones y países”. Así, en referencia únicamente con los flujos materiales señalamos que el incremento del comercio internacional derivado del proceso de globalización puede suponer un uso más eficiente de los recursos escasos. Sin embargo, en referencia al comercio

internacional y al desarrollo sostenible, el imaginario ecológico-político del ‘movimiento antiglobalización’ está elaborando un discurso opuesto al comercio internacional general, favorable a los intercambios comerciales intranacionales, y especialmente crítico con la posibilidad de compatibilizar la globalización económica y el modelo de desarrollo sostenible. A este respecto podemos destacar, siguiendo a Erias (1998) que “no podemos caer en el error de pensar que el proceso de globalización económica es un fenómeno negativo en sí mismo, ni mucho menos un juego de suma cero (...) se trata en realidad de un juego de suma positiva en el que, aceptando las reglas y actuando en consecuencia, las mejoras en la estabilidad y en la eficiencia favorecerán el normal desarrollo de la actividad económica internacional”. Estas afirmaciones no son refutadas, e incluso tienen un cierto reconocimiento implícito incluso entre autores críticos con los efectos del proceso de globalización. Así Gale (1997b) reconoce que “cada transacción comercial requiere un análisis de sus efectos y no puede decirse nada genérico sobre su bondad o maldad para el medio ambiente hasta haber analizado los efectos que tiene para la sociedad y el medio ambiente”, y que “los intercambios que tienen lugar dentro de un país no son inherentemente mejores que los que se producen a través de una frontera internacional”. Por su parte von Braunmühl & von Winterfeld (2005), quienes se preocupan por la erosión que el proceso de globalización puede producir en los bienes comunes y en la democracia, afirman que –bajo un pensamiento y práctica democrática distinta- es posible la “integración de la sostenibilidad y la globalización”. La globalización no es pues, incompatible con la transición a la sostenibilidad, aunque la forma en que se desarrolla (y en la que se percibe por toda la sociedad) tiene una importancia clave: “la globalización tiene un futuro creíble sólo si la economía sin fronteras no fuerza la resiliencia (elasticidad) de la biosfera y no frustra las demandas de una mayor justicia en el mundo” (Sachs, 2003).

Por otra parte, dentro de la visión global del desarrollo sostenible, podemos destacar en su dimensión ambiental la interdependencia a escala planetaria de los ecosistemas y de la actividad humana. Como se ha expuesto más arriba, los últimos programas de investigaciones científicas sobre cambio global (Crutzen, 2002; Steffen *et al.*, 2004; Clark *et al.*, 2005; Schellnhuber *et al.*, 2005) permiten realizar una descripción

del Antropoceno³²⁴ en donde observamos el potencial transformador de la actividad del ser humano, un potencial que ha afectado directamente a casi el 50% de la superficie terrestre libre de hielo: durante el siglo XX se ha duplicado la superficie cultivada, un período en que los bosques se han reducido en un 20%. Hemos usado, al menos en una ocasión, cada gota de agua de más de la mitad de las reservas accesibles de agua dulce. Nuestra influencia en los ciclos geoquímicos globales es sensible: con los fertilizantes que empleamos somos capaces de fijar más nitrógeno que todo el que se fija de forma natural por los ecosistemas terrestres; nuestras emisiones de SO₂ a la atmósfera por la combustión del carbón y del petróleo son el doble de las emisiones naturales; somos responsables de la presencia de numerosas sustancias tóxicas en el medio ambiente y de algunas como los gases CFC que han contribuido a la destrucción de la capa de ozono; a través de la combustión de carbón y petróleo, las actividades agropecuarias y la deforestación hemos provocado un importante aumento en la atmósfera de los gases de efecto invernadero en los dos últimos siglos (el CO₂ en más de un 30% y el CH₄ en más del 100%) lo que ha contribuido. Esta descripción marco nos permite visualizar, en primera aproximación, la intensidad de transformación de la naturaleza e interacción con los sistemas naturales que ha supuesto la actividad humana, fundamentalmente durante el último siglo. Esta interacción ha determinado un proceso de cambio global, ya claramente determinado en procesos de escala y efectos globales como la destrucción capa de ozono, o el incremento registrado en la temperatura media anual global de 0,6°C para el último siglo.

En último lugar, desde la perspectiva de las dimensiones sociales y político-institucionales, podemos observar –en esta aproximación global– el estado general de los parámetros sociales: la esperanza media de vida ha aumentado en más del 40% en los últimos 50 años; la alfabetización ha aumentado en más del 20% en los últimos 35 años; se ha producido un sustancial incremento de la relación mujer/hombre en la educación primaria y del número de personas que viven en países democráticos (Kates & Parris, 2003). El balance conjunto que Clark *et al.* (2005) hacen de esta situación, es favorable: “el resultado es que la humanidad, como media, ha hecho muy bien incluso con esta transformación de la Tierra. La cuestión estriba en si las pautas conocidas de

³²⁴ Como se ha visto con anterioridad, el Antropoceno es la denominación de Crutzen (2002) para un nuevo período geológico en el que la presencia y actividad humana tiene capacidad para modificar los sistemas naturales terrestres.

incremento de la prosperidad pueden ampliarse y sostenerse según vaya madurando el Antropoceno”. Por otra parte, la sociedad ha ido configurando un nuevo orden de valores y principios, lo que viene denominándose bienes públicos globales. Así, de acuerdo con Kaul *et al.* (2003) existe un conjunto de bienes públicos globales, que son el conjunto resultante de la suma de los bienes públicos nacionales y de la cooperación internacional. Desde la perspectiva de la comunidad internacional, pueden identificarse diez bienes globales de la esfera pública internacional: (1) dignidad humana; (2) soberanía nacional; (3) salud pública global; (4) seguridad global; (5) paz global; (6) sistemas de transporte y comunicación transfronterizos armonizados; (7) infraestructuras institucionales transfronterizas armonizadas; (8) gestión común del conocimiento; (9) gestión común de los “comunes” naturales globales en orden a promover su uso sostenible; y (10) disponibilidad de foros internacionales para las negociaciones multilaterales entre estados, y también entre estados y actores no estatales. Estos bienes públicos (o ‘comunes’, en una terminología más próxima a la sostenibilidad) constituyen el cuerpo básico sobre el que puede aplicarse la práctica de la sostenibilidad desde una perspectiva de una gobernanza sostenible (von Braunmühl & von Winterfeld, 2005). Un modelo de gobernanza que no ha hecho sino empezar a definirse, buscando una integración del fenómeno de globalización, de la propuesta general de sostenibilidad, y de aportaciones desde la política y las instituciones (desde la gobernanza) en donde se defiende un concepto de política renovado, que supere el concepto de gobierno como un proveedor de normas y reglas, y que esté más basado en la amplia variedad de capacidades culturales y costumbres a la hora de conformar las relaciones socio-ambientales.

Sin embargo, la sostenibilidad de escala global que sugieren las contribuciones de Clark *et al.* (2005) sobre la transición hacia la sostenibilidad a partir de la ciencia del sistema Tierra, las propuestas de Kaul *et al.* (2003) sobre los bienes públicos globales o de von Braunmühl & von Winterfeld (2005) sobre gobernanza sostenible en la globalización, pueden considerarse más tendencias de interés que –por el momento– marcos prácticos para el desarrollo sostenible siquiera, como estamos tratando, desde una perspectiva global y estratégica.

Estrategia para el desarrollo sostenible en norteamérica: Estados Unidos

En junio del año 1993, cuando el Presidente Clinton crea el Consejo Presidencial sobre Desarrollo Sostenible (PCSD), lo primero que le solicita a este nuevo Consejo es que encuentre formas “para llevar a la gente junta a alcanzar las necesidades del presente sin poner en peligro el futuro” elaborando una estrategia de acción nacional para el desarrollo sostenible (PCSD, 1996). La estrategia norteamericana de desarrollo sostenible asumirá expresamente la definición de desarrollo sostenible propuesta en 1987 por la Comisión Brundtland en el documento “Nuestro Futuro Común”. De esta manera, el nacimiento de esta estrategia comparte los principios comunes internacionales del desarrollo sostenible.

La Comisión creada por el Presidente Clinton inicia sus trabajos a partir de mediados del año 1993. El apoyo institucional de partida es máximo, incluyendo también la importante participación del Vicepresidente Gore, quien le solicita a la Comisión que “mire con amplitud, que sea creativa, y que piense a lo grande”. El Presidente de los Estados Unidos le solicita al Consejo que elabore y recomiende una estrategia de acción nacional para el desarrollo sostenible en un tiempo en el que los americanos se enfrentan a nuevos cambios que tienen ramificaciones globales. Cambios muy importantes, muchos de los cuales vienen de la mano de la tecnología de las comunicaciones y de la innovación tecnológica³²⁵, donde el conocimiento se ha convertido en el recurso económico más importante y dinámico. La nueva orientación hacia una economía basada en el conocimiento enfatiza la conexión positiva entre la eficiencia, los beneficios, la protección ambiental dentro de un esquema rentable de reducción de la contaminación. La mayor parte de los americanos saben ahora que la contaminación significa residuos, que los residuos significan ineficiencia, y que la ineficiencia es cara.

La Comisión Presidencial sobre Desarrollo Sostenible tiene una intensa actividad durante los casi tres años siguientes, para proponer en 1996 el documento: “América Sostenible. Un nuevo consenso para la prosperidad, oportunidades y un ambiente saludable para el futuro”. La definición adoptada para desarrollo sostenible, como se ha comentado, es la de la Comisión Brundtland; mientras que la visión, formulada por Jonathan Lash, Presidente del Consejo de Desarrollo Sostenible queda reflejada de la

siguiente forma: “Nuestra visión es de una Tierra que sustenta la vida. Estamos destinados a alcanzar una existencia digna, pacífica y justa. Un Estados Unidos sostenible tendrá una economía en crecimiento que proporcione oportunidades equitativas para satisfacer el sustento y una alta calidad de vida, segura, y saludable tanto para las generaciones presentes como para las futuras. Nuestra nación deberá proteger su medio ambiente, su base de recursos naturales, y las funciones y viabilidad de los sistemas naturales de los que depende toda la vida” (PSCD, 1996).

En el capítulo 1 del documento estratégico, y a partir de la visión expresada, se desgranar hasta diez objetivos³²⁶, que expresan en términos concretos los elementos de la sostenibilidad: (1) salud y medio ambiente: asegurar que todas las personas disfrutan de los beneficios del aire y de las aguas limpios y sanos, y de un entorno saludable en casa, en el trabajo y en el ocio; (2) prosperidad económica: sostener una economía americana saludable que crece suficientemente como para crear gran cantidad de trabajo, reducir la pobreza, y procurar oportunidades de alta calidad de vida para todos en un mundo cada vez más competitivo; (3) equidad: asegurar que todos los americanos tienen un trato justo y tienen las oportunidades de alcanzar el bienestar económico, ambiental y social; (4) conservación de la naturaleza: usar, conservar, proteger y restaurar los recursos naturales –tierra, aire, agua y biodiversidad- de forma que ayude a asegurar beneficios sociales, económicos y ambientales a largo plazo para las nuestras y las futuras generaciones; (5) administración: crear sobre bases amplias una ética de la administración que anime intensamente a los individuos, instituciones y empresas a asumir por entero las consecuencias económicas, ambientales y sociales de sus acciones; (6) comunidades sostenibles: animar a la gente a trabajar junta para crear comunidades saludables donde se preservan los recursos naturales e históricos, donde hay trabajo, la vecindad es segura, la educación es duradera, el transporte y los servicios sanitarios son accesibles, y todos los ciudadanos tienen oportunidades para mejorar la calidad de sus vidas; (7) compromiso cívico: crear numerosas oportunidades para que los ciudadanos, los empresarios y las comunidades participen e influyan en las decisiones sobre los recursos naturales, el medio ambiente y la economía que les afecten; (8) Población: dirigirse hacia la estabilización de la población de Estados

³²⁵ Desde 1973, la cantidad de energía necesaria para producir un dólar constante de Producto Interior Bruto se ha reducido cerca de un 30% (US Department of Energy, 1995)

³²⁶ Cada objetivo se acompaña de los correspondientes indicadores de progreso, un conjunto de indicadores abierto y flexible que parte de los indicadores tradicionales existentes y que se completa de forma específica para el tema de cada objetivo.

Unidos; (9) Responsabilidad internacional: asumir un papel de liderazgo en el desarrollo y la implementación de las políticas globales de desarrollo sostenible, en los estándares de conducta, las políticas de desarrollo, y en las políticas comerciales y exteriores que pueden influir en la sostenibilidad; (10) Educación: asegurar que todos los americanos tienen un acceso igual a la educación y oportunidades de aprendizaje duradero que les preparen para un trabajo enriquecedor, para una alta calidad de vida, y a entender los conceptos del desarrollo sostenible.

Los restantes seis capítulos del documento desarrollan las líneas de acción estratégica que se plantean de forma operativa para alcanzar los objetivos perseguidos. La primera de estas líneas “construcción de un nuevo escenario para un nuevo siglo” plantea que el progreso futuro requiere que los Estados Unidos emprenda una reforma de su actual sistema de gestión ambiental para llegar a un escenario eficiente basado en actuaciones, flexibilidad vinculada a rendición de cuentas, responsabilidad que alcance a los productos, reforma de impuestos y subvenciones e incentivos de mercado. La segunda línea de acción “información y educación” destaca el enorme potencial de la información y de la educación, tanto en la esfera formal como en la no formal, para permitir que los ciudadanos tomen conciencia de la forma en que sus decisiones afectan a sus propias vidas. De acuerdo con el documento, para conseguir esto debe manejarse mejor la información, acercar a la gente los procesos de toma de decisiones, medir el progreso en objetivos sociales más comprehensivos e incidir para que quienes toman las decisiones y los individuos tomen decisiones que sean más sostenibles en términos económicos, ambientales y sociales. Además debe reformarse el sistema de educación formal de modo que incorpore los principios de la sostenibilidad.

La tercera de las líneas de acción “fortalecimiento de la comunidad”, resalta que la construcción de un futuro mejor depende en parte del conocimiento y de la participación de los ciudadanos y del modo en que se sienten involucrados en las políticas públicas que les afectan. De ahí que los pasos hacia un futuro más sostenible incluyan la planificación estratégica orientada por las comunidades y planificación regional colaborativa, la mejora del diseño de las edificaciones y las comunidades, la reducción del desempleo, y la creación de economías locales más fuertes y diversificadas en donde se incremente el empleo y otras oportunidades económicas. La cuarta línea de acción propuesta es la “gestión de los recursos naturales”. El

documento de referencia señala que la gestión es un concepto esencial que permite definir la interacción humana apropiada con el mundo natural. Una ética de la gestión basada en aproximaciones colaborativas, en la integridad de los ecosistemas, en incentivos en áreas como la gestión de los recursos agrícolas, gestión forestal sostenible, pesquerías, restauración y conservación de la biodiversidad.

La quinta línea de acción “población de USA y sostenibilidad”, contempla el crecimiento de la población, especialmente en la forma que con las pautas ordinarias de consumo se afecta a la sostenibilidad. Un Estados Unidos sostenible es aquél en que todos los americanos tienen acceso a los servicios de planificación familiar y de salud reproductiva, donde se incrementan las oportunidades de las mujeres para la educación y el empleo, y donde se llevan a cabo políticas adecuadas de inmigración responsable. La sexta línea del documento es “liderazgo internacional”, en donde se señala el papel de los Estados Unidos en el desarrollo e impulso de políticas que soportan un desarrollo sostenible. Se señala que Estados Unidos tiene una responsabilidad a la hora de liderar y debe ser un participante activo en los esfuerzos de implementar democracia, soportar la investigación científica e impulsar el desarrollo económico que preserve el medio ambiente y proteja la salud humana.

Estrategia de la Unión Europea para un desarrollo sostenible

El Quinto Programa de Acción de la Unión Europea en materia de medio ambiente (1993-2000) se propone bajo el título “Hacia un desarrollo sostenible”, pretendiendo involucrar a todos los sectores de la sociedad, tanto públicos como privados, en lo que se entiende como responsabilidad compartida para lograr un cambio en los costumbres, evitando comportamientos perjudiciales para el medio ambiente.

Uno de los problemas más importantes que enfrentan tanto la estrategia europea para el desarrollo sostenible como el resto de las políticas ambientales de la Unión Europea, gira en torno a los procesos de toma de decisión y generación de políticas comunes, que muchos consideran dominados por procesos de decisión de ‘arriba abajo’. Diversos autores, entre los que puede destacarse van der Straaten (1993)³²⁷, Baker (1996) y Jacobs (1997), muestran su preocupación porque las decisiones y políticas ambientales europeas puedan tener realmente una débil base democrática, a la

que se ha llegado por un proceso de “vaciamiento” del Parlamento, y donde las decisiones importantes de la Unión Europea vienen a tomarse en el seno, escasamente transparente, del Consejo. Así Baker, “en lugar de la antigua forma de democracia parlamentaria, ha emergido en las democracias occidentales un nuevo tipo de democracia post-parlamentaria en la que la toma de decisiones es el resultado de un complejo proceso de lucha y de la práctica del *lobbying* entre una variedad de élites que, a su vez, actúan como representantes de amplios grupos de la sociedad. (...) la capacidad del proceso de *lobbying* para compensar por la débil naturaleza de la democracia en la UE es muy limitada. De hecho, la propia naturaleza del sistema de lobby, que tiene lugar en un proceso político que es confuso, abierto, impredecible y complejo, puede llevar a reducir la influencia de los grupos ambientales planteando incluso cuestiones como la naturaleza democrática (legitimidad) de su acceso al proceso político”. Una afirmación que se produce desde un escenario analítico notablemente crítico con el proceso de construcción europea de las políticas ambientales.

Como respuesta a los compromisos internacionales, en particular los derivados de la 19ª sesión especial de la Asamblea General de las Naciones Unidas de 1997 (en donde se acuerda elaborar estrategias en este sentido para la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible de 2002), la Comisión de la Unión Europea elabora una propuesta de Estrategia Europea de Desarrollo Sostenible³²⁸, bajo el título “Desarrollo sostenible en Europa para un mundo mejor”, y que presenta al Consejo. Así, en junio del 2001, el Consejo Europeo de Gotemburgo adopta la primera Estrategia de Desarrollo Sostenible de la Unión Europea (EDS-UE). A continuación procedemos a exponer los apartados que articulan esta estrategia: la visión; los grandes problemas o amenazas al desarrollo sostenible (diagnóstico); propuestas y recomendaciones transversales (parte primera); objetivos y medidas comunitarias (parte segunda); y aplicación de la estrategia y evaluación de los progresos (parte tercera).

La visión nodular que anima la EDS-UE parte del objetivo estratégico de la Unión Europea definido por el Consejo Europeo en Lisboa: “convertirse en la economía del conocimiento más competitiva y dinámica del mundo, capaz de un crecimiento económico sostenible con más y mejor empleo y una mayor cohesión social”. Este

³²⁷ Van der Straaten (1993), citado en Baker (1996).

³²⁸ Comunicación de la Comisión. Desarrollo sostenible en Europa para un mundo mejor: Estrategia de la Unión Europea para un desarrollo sostenible. Com (2001) 264 final. 15-05-2001

objetivo estratégico inicial –que no tomaba en cuenta la dimensión ambiental- se completa en el Consejo Europeo de Estocolmo para incluir ahora la dimensión ambiental. Observamos de este modo que el núcleo estratégico del desarrollo sostenible de la EDS-UE se formula simplemente como una propuesta expandida del objetivo estratégico del Consejo de Lisboa, un objetivo eminentemente económico. También debe destacarse que si analizamos el grado de compromiso para abordar efectivamente el desarrollo sostenible en el ámbito europeo, podemos comprobar que no se apela a un proceso de cambio inminente, ni siquiera a un proceso transicional hacia el desarrollo sostenible, sino que se reconoce que “a largo plazo, el crecimiento económico, la cohesión social y la protección del medio ambiente deben ir de la mano” (CCE, 2001). Por otra parte, conviene resaltar que la definición de desarrollo sostenible que encabeza la EDS-UE es la versión que identificamos en esta tesis como ‘definición Brundtland restringida’. Para plasmar esta visión que el documento de referencia considera ‘ambiciosa’, la Comisión propone una estrategia centrada en un número limitado de problemas que supongan amenazas graves o irreversibles para el bienestar futuro de la sociedad europea.

Así, el documento de referencia establece un diagnóstico marco en donde expone las que se consideran principales amenazas al desarrollo sostenible o tendencias insostenibles. Se identifican seis grupos de amenazas al desarrollo sostenible basadas en: (1) calentamiento global e inestabilidad climática; (2) riesgos crecientes en la salud pública y en la seguridad alimentaria; (3) la pobreza de uno de cada seis europeos y su permanencia generación tras generación; (4) el envejecimiento de la población; (5) la pérdida de biodiversidad y reducción de la calidad ambiental; y (6) la congestión de la movilidad y los desequilibrios locales y regionales. El panorama que presentan estos seis grupos de amenazas es impactante, pudiendo llegar a la conclusión de que, si efectivamente las amenazas son como aparecen, el modelo actual debería ser revisado en profundidad. La EDS-UE plantea que “la resolución de estos problemas requiere un nuevo orden del día político”, exponiendo que para contrarrestar estas tendencias insostenibles se necesita: una actuación urgente; un liderazgo político; un enfoque nuevo a la formulación de las políticas; una amplia participación; y una responsabilidad internacional³²⁹. De acuerdo con la EDS-UE para responder a estos desafíos la

³²⁹ Si analizamos el documento de referencia se observa que las amenazas planteadas o tendencias de insostenibilidad no analizadas desde un punto de vista causal. No sabemos por qué existen esas amenazas ni qué dinámicas son las que las están

Comisión propone una estrategia comunitaria en tres partes: (1) propuestas y recomendaciones transversales (para mejorar la eficacia de la acción política y crear las condiciones para el desarrollo sostenible); (2) objetivos primordiales y medidas específicas a escala comunitaria; y (3) pasos para aplicar la estrategia y examinar los avances conseguidos.

Entre las propuestas y recomendaciones (parte primera), se cuentan cinco: mejorar la coherencia de la actuación política; fijar precios reales que constituyan una señal para las personas y para las empresas, donde en general se tratará de suprimir subvenciones que fomentan el uso innecesario de recursos naturales; inversiones de futuro en ciencia y tecnología; mejorar la comunicación y movilizar a ciudadanos y empresas; y tener en cuenta la ampliación y la dimensión mundial. Nos detenemos en la primera de estas propuestas por tener una mayor relevancia dentro del campo de investigación del presente trabajo. Así, en el apartado de mejora de la coherencia de la actuación política, la Comisión propone que los responsables políticos deberían determinar las posibles repercusiones, tanto positivas como negativas, de sus acciones para los demás ámbitos políticos y tenerlas en cuenta. De este modo debe realizarse una evaluación minuciosa de todos los efectos de cada propuesta política, e incluir estimaciones de su impacto económico, medioambiental y social³³⁰, tanto dentro como fuera de la Unión Europea. Siguiendo con la propuesta, se señala que “las evaluaciones deberían realizarse de acuerdo con un enfoque más coherente y con la experiencia que han adquirido muchos ámbitos de actuación política” (CCE, 2001). Se insiste además en la conveniencia de disponer de una información más adecuada para poder evaluar las propuestas de forma sistemática. Esta propuesta hace una referencia ambigua (o incluso regresiva) sobre la aplicación del principio de precaución, ya que invoca este principio para afirmar que “la falta de conocimientos no debe ser una excusa para la falta de acción o una acción poco sopesada. Los riesgos e incertidumbre forman parte de la vida. El papel de la ciencia y la investigación es ayudar a determinar la naturaleza de los riesgos que corremos, para darnos la base de las soluciones políticas que conviene adoptar. Los responsables políticos tienen la obligación de gestionar los riesgos con eficacia y de

configurando. Las respuestas que se plantea a través de estas cinco líneas de acción no dejan de ser retóricas. Es más, si se observan en detalle, podría concluirse que probablemente estas acciones no se han tenido del todo presentes a la hora de redactar el documento de referencia de la EDS-UE.

³³⁰ Dentro de la dimensión social se recalca la necesidad de incluir, si procede, el impacto en la igualdad entre hombres y mujeres, así como la igualdad de oportunidades.

explicar claramente al público su naturaleza y magnitud”. De la lectura de estas líneas no se desprende un compromiso estricto con el principio de precaución sino una matizada propuesta de precaución en la gestión de riesgos. Siguiendo con la propuesta de mejorar la coherencia política, que es una propuesta basada casi exclusivamente en los procesos de evaluación integrada, observamos que entre las medidas concretas que acompañan a la propuesta está la siguiente: “En diciembre (de 2001), con motivo del Consejo Europeo de Laeken, la Comisión presentará un plan de acción para mejorar la reglamentación, con unos mecanismos para garantizar que todas las grandes propuestas legislativas incluyan una evaluación de los posibles costes y beneficios (económicos, medioambientales y sociales) de la acción o falta de acción, tanto dentro como fuera de la Unión Europea. El Consejo y el Parlamento deberán modificar las propuestas legislativas con el mismo espíritu” (CCE, 2001).

En cuanto a los objetivos primordiales y medidas específicas (parte segunda) que plantea la EDS-UE, puede señalarse que se correlacionan con los seis grupos de amenazas o situaciones de insostenibilidad que se exponían en el diagnóstico de la estrategia. Las medidas que corresponden a los grupos 3 (pobreza) y 4 (envejecimiento de la población) se refieren a los objetivos y medidas que se han tomado previamente a la aprobación de la EDS en los Consejos de Lisboa, Niza y Estocolmo (unas medidas que se consideran parte integrante de la EDS-UE, y se incluyen en la misma como anexo). A la vista del conjunto de las medidas propuestas (véase tabla 5.2) en la EDS para cada uno de los grupos de amenazas o situaciones de insostenibilidad no se puede responder de manera determinante si van a tener éxito, y esto por razones de tres tipos: cualitativas, cuantitativas y cronológicas. Hablamos de razones cualitativas por cuanto una vez que afirmamos que los grupos de amenazas no han sido objeto de un análisis causal profundo, ni siquiera de las interrelaciones entre los mismos, parece complicado esperar que los objetivos y medidas específicas puedan ayudar a resolver los problemas detectados. Lo que planteamos es que los objetivos y medidas son de corte más paliativo (actuando directamente sobre los problemas detectados) que preventivos (que deberían actuar sobre las causas estructurales de los problemas). Por esta razón, desde un punto de vista lógico, parece complicado –como hemos destacado– que los objetivos y medidas propuestas puedan contribuir realmente a una modificación estructural orientada hacia las propuestas de desarrollo sostenible. Esta dificultad lógica

no se encuentra simplemente si analizamos los objetivos principales como respuesta a las amenazas, sino –muy especialmente- si analizamos las concordancias entre los objetivos principales y las medidas previstas.

Grupo amenazas/ insostenibilidad	Objetivos principales EDS-UE	Medidas a escala comunitaria EDS-UE	
		año	Medida prevista
(1) cambio climático	<ul style="list-style-type: none"> - Cumplimiento Kioto ampliado, reducción adicional 1% s/1990 hasta el año 2020 - Insistir para que el resto de países industrializados cumplan Kioto 	2002	Adopción Directiva fiscalidad productos energéticos
		2010	Eliminación progresiva de subvenciones a producción y consumo de combustibles fósiles
		2005	Sistema europeo de permisos negociables de CO ₂
		2010	7% de consumo de combustibles alternativos en coches y camiones
		2020	Al menos 20% consumo combustibles alternativos
		s/a	Actuación clara para reducir la demanda de energía
		s/a	Apoyo investigación, desarrollo y difusión energías renovables y energía nuclear más segura
(2) salud pública	<ul style="list-style-type: none"> - Seguridad y calidad alimentaria como objetivo de la cadena alimentaria - para 2020 garantizar que productos químicos se produzcan y utilicen de forma que no supongan amenaza para la salud humana y el medio ambiente - resolver problemas relacionados con brotes de enfermedades infecciosas 	s/a	Mejora de información a consumidores y etiquetado claro
		2002	Creación Autoridad Alimentaria Europea
		s/a	Mejora de capacidad de seguimiento y control de determinadas sustancias
		s/a	Reorientación de la ayuda de la PAC para recompensar prácticas y productos sanos y de alta calidad
		2003	Estrategia comunitaria global para fomentar salud y seguridad en el trabajo
		2004	Adoptar normativa para una nueva política de productos químicos
		2001	Plan de acción europeo para reducir resistencia a antibióticos
		2005	Creación de competencia europea en seguimiento y control de enfermedades infecciosas
(3) pobreza	<ul style="list-style-type: none"> - adoptar medidas que tengan impacto positivo en erradicación de la pobreza - aumentar tasa de empleo al 67% en 2005 y al 70% antes del 2010 - reducir a la mitad, antes de 2010, el número de personas de 18-24 años que cuenten solamente con educación secundaria inferior y no prosigan estudios 	s/a	Luchar contra exclusión social creando condiciones económicas para una mayor prosperidad
		2002	Desde, reforzar la aplicación de la estrategia europea para el empleo
		2001	Actualizar legislación sobre igualdad de trato hombres/mujeres
		2001	Alcanzar acuerdo sobre propuesta para un programa de inclusión social
		2001	Alcanzar acuerdo s/indicadores de calidad en trabajo y lucha contra exclusión social
		2002	Indicadores para atención a niños y personas a cargo, indicadores sobre discriminación sueldos hombres/mujeres

Grupo amenazas/ insostenibilidad	Objetivos principales EDS-UE	Medidas a escala comunitaria EDS-UE	
		año	Medida prevista
(4) envejecimiento	<ul style="list-style-type: none"> - garantizar adecuación de los regímenes de pensiones - responder a reto demográfico aumentando las tasas de empleo - incrementar al 50% para el año 2010 la tasa media de empleo de mujeres y hombres entre 55 y 64 años 	2002	Elaborar un informe sobre calidad y sostenibilidad de las pensiones
		s/a	Determinar estrategias coherentes y medidas prácticas para fomentar la formación permanente para todos
		s/a	Revisión de la sostenibilidad a largo plazo de la Hacienda Pública
		2001	Se celebra debate de fondo sobre inmigración, emigración y asilo
		2002	Se informará sobre la forma de aumentar la participación de los trabajadores y fomentar el envejecimiento activo
(5) pérdida de biodiversidad y reducción de calidad ambiental	<ul style="list-style-type: none"> - desvincular crecimiento económico del uso de recursos y de la producción de residuos 	s/a	Desarrollar política de productos integrada para reducir uso de recursos e impacto de residuos
		2003	Adoptar normativa comunitaria sobre régimen ambiental de responsabilidad
		2003	Creación de un sistema de indicadores sobre biodiversidad
	<ul style="list-style-type: none"> - proteger y recuperar hábitats y detener pérdida de biodiversidad al 2010 - mejorar gestión de la pesca para garantizar la sostenibilidad de la pesca 	2003	Sistema de medida de la productividad de los recursos
		s/a	En revisión a medio plazo de la PAC deberán mejorarse medidas agroambientales con pago por servicios ambientales
		2002	En revisión de política pesquera común eliminar subvenciones contraproducentes
(6) congestión del transporte y desequilibrios territoriales	<ul style="list-style-type: none"> - desvincular el crecimiento del transporte del crecimiento del PIB para reducir congestión - conseguir transferencia en uso de transporte de carretera al ferrocarril, de forma que la cuota de transporte por carretera de 2010 no sea superior a la de 1998 - fomentar un desarrollo regional más equilibrado, manteniendo la viabilidad de las comunidades rurales y urbanas 	2005	Marco tarifas de transporte que reflejen precios de distintos tipos de transporte
		2003	Marco de interoperabilidad de sistemas de pago en transporte por carretera
		2003	Revisión de orientaciones sobre redes transeuropeas de transporte y reducción a medio plazo de porcentaje financiero destinado a transporte por carretera
		s/a	Mejorar sistema de transporte resolviendo el problema de escalones perdidos
		s/a	Fomentar el teletrabajo, acelerando inversiones en servicios de telecomunicac.
		2001	Funcionamiento del observatorio en red del territorio europeo (ORATE)
		s/a	Evaluar la coherencia de la delimitación por zonas de las distintas políticas comunitarias
		s/a	Diversificar fuentes de ingreso en zonas rurales, incluido incremento de fondos de PAC destinados a desarrollo rural
		s/a	Fomentar iniciativas locales para resolver problemas de zonas urbanas

Tabla 5.2. Objetivos principales y medidas a escala comunitaria de la EDS-UE
(elaboración propia a partir de CCE, 2001)

Además de las razones cuantitativas o lógico-formales que acabamos de advertir y que, a nuestro juicio, ponen en cuestión la capacidad de la presente estrategia para abordar el proceso de cambio del DS, encontramos una serie de razones cuantitativas y cronológicas, como hemos dicho más arriba. Si apelamos a razones cuantitativas es por dos motivos. En primer lugar porque de los 17 objetivos prioritarios propuestos solamente hay 5 que están cuantificados; y de las 40 medidas de escala comunitaria propuesta, solamente hay 1 cuantificada. En segundo lugar porque los objetivos y medidas cuantificadas no están justificadas sino que tienen más el carácter de simples referencias numéricas. Por otra parte, la tercera razón que nos hace dudar sobre el potencial transformador de la estrategia europea de desarrollo sostenible se encuentra en la cronología. Para comenzar con esta cuestión, cabe señalar que no se indica de forma clara y expresa cuál es la dimensión temporal de la estrategia. Si atendemos a las referencias cronológicas de los objetivos principales observamos que hay cinco referencias al año 2010 y dos referencias al año 2020, el resto de los objetivos no tiene siquiera referencia temporal. Si, por otra parte, nos centramos en las referencias cronológicas de las 40 medidas de escala comunitaria, observamos que cerca del 40% de las medidas no tienen referencia cronológica alguna, el otro casi 50% son medidas que se concentran entre los años 2001 y 2003, y el resto son medidas puntuales que se refieren a los años 2004, 2005 y 2010-20. No se encuentra, de esta forma, una pauta cronológica clara del proceso de orientación europeo hacia el desarrollo sostenible. Es más, a juzgar por los años en que debería haberse iniciado la implementación de las medidas, y si consideramos ese dato un indicador de avances en la estrategia de desarrollo sostenible, podríamos afirmar a la última fecha de referencia del presente trabajo (marzo de 2006), que casi el 98% de las medidas a escala comunitaria para implantar la EDS-UE ya estarían o deberían estar en marcha.

Respecto a la aplicación de la estrategia y evaluación de sus progresos (parte tercera), la EDS-UE plantea tres líneas: seguimiento e informes periódicos, cambio de los métodos de trabajo, y revisiones para adaptar la estrategia a los cambios. De esta manera, y en primer lugar, se plantea elaborar un balance anual para evaluar los avances, para lo que la Comisión propondrá un número reducido de grandes indicadores de resultado al Consejo Europeo de Barcelona que se celebrará en la primavera de 2002, y la Comisión informará en cada Consejo Europeo de primavera,

mediante su informe de síntesis, de los progresos en la aplicación de la EDS-UE. En segundo lugar se manifiesta la necesidad de cambiar los métodos de trabajo de las tres instituciones: Comisión, Consejo y Parlamento; ya que su organización refuerza el enfoque estrecho y sectorial que pretende superarse con la estrategia. En tercer lugar se expone que debe revisarse periódicamente la estrategia para mantenerla actualizada. Así, el ejercicio anual del Consejo Europeo debería completarse periódicamente con un análisis profundo cada vez que la Comisión inicie un nuevo mandato.

Estrategias regionales para el desarrollo sostenible: el caso de Galicia

En la Comunidad Autónoma de Galicia se elabora en el año 2005 la Estrategia Gallega de Desarrollo Sostenible (EGDS) (Xunta de Galicia, 2005). La estrategia gira en torno a cinco líneas consideradas estratégicas para Galicia, formuladas como objetivos de futuro para un plazo de 25 años. Estas líneas pretenden expresar las condiciones a medio y largo plazo para la comunidad autónoma: (1) económicamente competitiva; (2) demográficamente equilibrada; (3) socialmente cohesionada; (4) con una elevada calidad ambiental; y (5) con una ordenación inteligente de su territorio y de su patrimonio. Cada una de estas líneas, excepto la segunda, se compone de un conjunto de apartados muy estrechamente relacionados con la realidad socioeconómica y ambiental gallega. En la línea de la economía competitiva se consideran tres grandes unidades: la competitividad de la economía regional; la competitividad por sectores productivos, en la que se consideran las actividades: agricultura, forestal, pesca, minería, acuicultura, industria, construcción, energía y turismo; así como la competitividad de las empresas. La tercera línea, que apuesta por un modelo socialmente cohesionado, considera tres apartados: la calidad del empleo, la cohesión social y el consumo responsable. La cuarta línea, referida a la calidad ambiental, tiene presentes los siguientes elementos y variables: agua, biodiversidad, residuos sólidos, atmósfera, ruido y suelo. Finalmente, la quinta línea estratégica de la EGDS, sobre la gestión inteligente del territorio y del patrimonio, atiende a los apartados de ordenación del territorio y de patrimonio cultural.

Para cada uno de los apartados dentro de las líneas estratégicas consideradas, la EGDS realiza un análisis de situación y tendencias, el marco de sostenibilidad, y terminando por definir un cuadro de indicadores y las medidas propuestas para el

desarrollo de cada una de ellas. El cuadro de indicadores y en general, el conjunto de la estrategia formulada, está previsto que sea sometido a un proceso de seguimiento. Este proceso está destinado tanto a apoyar la EGDS como a lograr el suministro de información objetiva y comparable sobre los procesos en materia de sostenibilidad. El seguimiento se basará en la elaboración de una serie de indicadores y se materializará a través de la creación del Observatorio Gallego de Sostenibilidad. Un observatorio que, de acuerdo con la EGDS, tendrá como finalidad medir los avances y centrarse en la magnitud del cambio a largo plazo y en la determinación de las tendencias y direcciones en lugar de en magnitudes absolutas.

Las estrategias de desarrollo sostenible suelen presentar un importante despliegue de metas y objetivos, que no siempre están vinculados estrechamente con las particularidades de los modelos reales de desarrollo en los niveles internacionales, nacionales o regionales. El análisis de la situación base o estado de partida de un modelo de desarrollo concreto es un instrumento fundamental³³¹ para conseguir formular y definir un escenario de cambio más consistente. Pero este no parece ser el único problema. Por el momento, como mantiene Swanson *et al.* (2004) “la mayor parte de las estrategias nacionales de desarrollo sostenible permanecen simplemente en la periferia de la toma de decisiones del gobierno. Hasta que los ministros o los departamentos de finanzas no lleguen a jugar un papel central en el proceso de la estrategia de desarrollo sostenible, no estarán integrados completamente los procesos de gestión estratégica para asegurar un progreso sostenible y desarrollo de las naciones –por un lado- y las políticas fiscales y prioridades del presupuesto nacional –por el otro lado-.”

³³¹ A este respecto, puede verse, como ejemplo, los trabajos de Bono (2003) sobre el desarrollo sostenible en el caso valenciano.

5.4 EL NIVEL TÁCTICO DEL DESARROLLO SOSTENIBLE

El desarrollo sostenible, como propuesta de modelo de desarrollo o como proceso de cambio, está muy estrechamente vinculado desde su origen al nivel estratégico de las políticas. Sin embargo, como se ha visto, este modelo de desarrollo debe materializarse en todos los niveles del ciclo político: políticas, planes, programas y proyectos, y en todos los niveles de intervención geográfica: internacionales, nacionales, regionales y locales, con el fin de verificar la consistencia de la sostenibilidad de todo el proceso. Teniendo en cuenta esto, y teniendo en cuenta que la mayor parte de los esfuerzos científicos del campo del desarrollo sostenible están basándose en los niveles estratégicos, vemos que conviene de forma importante abordar lo que denominamos marco táctico del desarrollo sostenible. Un marco que pretende considerar de forma específica las acciones del ciclo político que se encuentran en sus niveles más detallados: programas y proyectos; así como las acciones que se producen en los niveles geográficos más próximos: regionales o locales, estos últimos muy especialmente. En este sentido y desde el punto de vista más científico “la experiencia muestra con claridad que tanto los fines como el significado de desarrollo sostenible necesitan adaptarse o sintonizar con el contexto de los lugares concretos. Esto es, en parte, porque las estructuras sociales, climáticas y ecológicas que definen la sostenibilidad varían de un lugar a otro” (Clark *et al.*, 2005). Pero, además de que el desarrollo sostenible exige, desde una vertiente científica, la aproximación a lo local es fuente de numerosas experiencias positivas. Hasta tal punto, que las nuevas orientaciones de la gobernabilidad para el desarrollo sostenible (Bleischwitz, 2003) le otorgan un doble papel a las iniciativas regionales y locales: por una parte el de poder convertirse en difusores de iniciativas a otras localidades y regiones, pero no a través de las instituciones nacionales o internacionales, sino mediante procesos de difusión horizontal como los que están desarrollando las redes de científicos y las de ONGs ambientales o industriales; por otra parte las iniciativas locales y regionales pueden funcionar como si de un laboratorio de experiencia se tratara, permitiendo preseleccionar iniciativas que pueden convertirse en políticas del nivel nacional o incluso internacional.

Entre los elementos considerados en el marco táctico vamos a analizar de forma singular la agenda 21 local (A21L), una de las apuestas más consistentes por el desarrollo sostenible, y cuya base precisamente es la concreción, la proximidad al ciudadano, y la capacidad operativa de trasladar el concepto de desarrollo sostenible a la vida diaria de las comunidades locales. Algo que destaca Tomás Carpi (2003b) al señalar la agenda 21 local como motor y cauce del desarrollo local sostenible. Dentro de la A21L presentamos uno de los instrumentos propuestos en los últimos años como guía de evaluación. Añadimos a este instrumento de valoración, el sistema de valoración de la sostenibilidad a través del método de la huella ecológica, ya que es necesario evaluar la sostenibilidad de las ciudades más allá de las actividades que tienen lugar en ellas, incluyendo el efecto y dependencia de sus actividades de los sistemas físicos externos a las propias ciudades. Posteriormente realizamos una incursión en el espacio de la cooperación internacional al desarrollo, en donde analizamos el papel del desarrollo sostenible, en una escala de proyecto y ámbito local, y sus posibles contribuciones a la hora de modelar y desarrollar los planes y proyectos de cooperación al desarrollo.

El ámbito local como espacio para la sostenibilidad

Cuando abordamos el potencial del ámbito local como espacio para la sostenibilidad, debemos tener presentes tres cuestiones. En primer lugar que las ciudades han tenido a lo largo de su historia la capacidad para establecer y reflejar los valores dominantes en el seno de las distintas civilizaciones. En segundo lugar, que aún existe un proceso de concentración de la población en las áreas metropolitanas, debido al cual –por ejemplo- más del 80% de la población de la Unión Europea vive en ciudades. Y en tercer lugar que las administraciones locales, como administraciones próximas, han sido y son receptivas a las inquietudes y demandas que más preocupan a la población.

Sin embargo, tradicionalmente, la dinámica de las autoridades locales se ha caracterizado por el tratamiento de los problemas de una forma individualizada mediante una aproximación sectorial. Esta forma de abordar la gestión local ha contribuido a ocultar la realidad de que el sistema urbano es una unidad compleja e interrelacionada. No obstante, de acuerdo con Delacámara (2002), la gestión del desarrollo urbano requiere aproximaciones basadas en una visión general del sistema

urbano, con procesos de toma de decisión integrados en determinados campos como la construcción, el urbanismo o la relación entre la ciudad y su entorno. La actividad local es la resultante de una compleja dinámica en la que participan la propia actividad económica, los movimientos sociales y las presiones sobre el medio natural. Por esta razón no puede aspirarse a diseñar modelos locales sostenibles sin considerar que la ciudad está integrada en un contexto espacial más amplio.

En los análisis realizados en las últimas décadas sobre los sistemas urbanos venía poniéndose de manifiesto una mejora progresiva de las condiciones de salubridad y habitabilidad. Unas mejoras que posibilitaron el enorme crecimiento de las ciudades. No obstante, a partir de finales de los años ochenta empezó a tenerse presente que estas mejoras de las condiciones de las ciudades y su crecimiento se estaban consiguiendo, generalmente, a costa de acentuar la explotación y el deterioro de otros territorios. Esta dinámica revelada pone de manifiesto que “el problema estriba en que este crecimiento no sólo se revela globalmente insostenible, sino que pone también en peligro los logros en salubridad y habitabilidad, por lo que los tres aspectos deben tratarse conjuntamente” (Naredo, 1996).

En este contexto pueden destacarse las tempranas aportaciones de la Unión Europea sobre la necesidad de superar enfoques fragmentarios mediante un alto grado de integración. El Libro verde sobre el medio ambiente urbano (Comisión Europea, 1990) establece unas bases en que se superan los planteamientos sectorizados habituales, para pasar a preocuparse no sólo de las condiciones de vida en las ciudades, sino también de su incidencia sobre el resto del territorio. En 1995 el Informe Final del Grupo de Expertos sobre Medio Ambiente Urbano de la Unión Europea, titulado “Ciudades Europeas Sostenibles”, señalaba que “el desafío de la sostenibilidad urbana apunta a resolver tanto los problemas experimentados en el seno de las ciudades, como los problemas causados por las ciudades”. Esta es una realidad que va siendo aceptada por distintos gestores municipales: “existe una relación intrínseca entre la problemática de mantenimiento de los recursos naturales, el consumo de energía y la generación de residuos. Las ciudades son consumidoras de altas cantidades de energía, que desempeña un papel fundamental en el funcionamiento de los sistemas urbanos” (Mecati, 1999). Pero una cosa es que vayan reconociéndose los problemas, e incluso

diversas técnicas de aproximación para resolverlos como apunta Mecati³³², quien insiste en que es necesario establecer políticas eficaces del territorio que impliquen una evaluación estratégica de todos los planes urbanísticos bajo los criterios de sostenibilidad; y otra cosa es articular de forma operativa los instrumentos de gestión municipal para orientarse de una forma evidente y efectiva hacia el modelo de desarrollo sostenible.

Por esta razón, siguiendo a Delacámara (2002) “parece bastante evidente que la integración temática debe ir acompañada de una integración operativa: entre el proceso de decisión política, el diagnóstico y análisis de los problemas y la evaluación de sus repercusiones, la planificación, la financiación y la ejecución de los proyectos urbanos, fundamental aunque no únicamente por la dimensión y gravedad de los problemas a resolver”. En este sentido, la agenda 21 local puede considerarse como una razonable aproximación a una propuesta de integración operativa.

La Agenda 21 local y su proceso de evaluación

La Agenda 21 local (A21L) es uno de los instrumentos más importantes y con mayor difusión de la Agenda 21, uno de los cuatro documentos clave de la estrategia para el medio ambiente y el desarrollo aprobado en la Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, celebrada en Río de Janeiro en 1992.

En su capítulo 28, la Agenda 21 destaca el papel de las administraciones locales como agentes clave para la promoción de la sostenibilidad, un capítulo que sienta las bases para la acción local: “Como muchos de los problemas y de las soluciones de que se ocupa la Agenda 21 tienen que ver con las administraciones locales, la participación y cooperación de las administraciones locales constituirán un factor determinante para el logro de los objetivos de la Agenda. Las autoridades locales se ocupan de la creación, el funcionamiento y el mantenimiento de la infraestructura económica, social y ecológica, supervisan los procesos de planificación, establecen las políticas y reglamentaciones ecológicas locales y contribuyen a la ejecución de las políticas ambientales a escala nacional y subnacional. En su carácter de autoridad más cercana a

³³² Desde una perspectiva de la gestión municipal, desde su puesto como director del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente de la Federación Española de Municipios y Provincias (FEMP).

los ciudadanos, desempeñan una función clave en la educación y movilización de la ciudadanía a favor del desarrollo sostenible” (CNUMAD, 1992).

La Agenda 21, a través de la A21L pone de manifiesto la necesidad de que las estrategias de desarrollo sostenible también tengan una fuerte componente local, esto es el nivel de proximidad a la población y la concreción de proyectos en el ámbito local. La A21L se dota de un cronograma inicial para que, entre los años 1993 y 1996 se desarrollen un conjunto de iniciativas destinadas a establecer un marco internacional de cooperación entre las entidades locales y dentro de las mismas para impulsar las estrategias de desarrollo sostenible. El Consejo Internacional de Iniciativas Ambientales Locales (ICLEI) ha desempeñado un papel muy activo en orden a intermediar entre las organizaciones internacionales que participaron en el proceso de Río y las administraciones locales.

En el contexto de la Unión Europea tiene lugar en 1994, en la localidad danesa de Aalborg, la Conferencia Europea sobre Ciudades y Poblaciones Sostenibles. De esta conferencia surge la Carta de las Ciudades Europeas hacia la Sostenibilidad, conocida como Carta de Aalborg, un documento que recoge el compromiso de las entidades firmantes para poner en marcha el proceso de agenda 21 local. Estos municipios se adhieren a lo que puede denominarse un programa de cambio, basado en los propios principios recogidos en la Carta y en el hecho fundamental de compartir un marco conceptual respecto al significado de sostenibilidad. Así, de acuerdo con la Carta: “la sostenibilidad ambiental significa preservar el capital natural. Requiere que nuestro consumo de recursos materiales, hídricos y energéticos renovables no supere la capacidad de los sistemas naturales para reponerlos, y que la velocidad a la que consumimos recursos no renovables no supere el ritmo de sustitución de los recursos renovables duraderos. La sostenibilidad ambiental significa, asimismo que el ritmo de emisión de contaminantes no supere la capacidad del aire y del suelo de absorberlos y procesarlos. La sostenibilidad ambiental implica además el mantenimiento de la diversidad biológica, la salud pública y la calidad del aire, el agua y el suelo a niveles suficientes para preservar la vida y el bienestar humanos, así como la flora y la fauna, para siempre”³³³. Como puede observarse el planteamiento de nociones de la Carta de

³³³ Carta de Aalborg. Parte I: Declaración de Consenso. Las ciudades europeas hacia la sostenibilidad. Capítulo 1.2 Noción y principios de sostenibilidad.

Aalborg se aproxima más al concepto de sostenibilidad fuerte que al de sostenibilidad débil.

Como continuación de la conferencia de 1994, se celebra en Lisboa en 1996 la Segunda Conferencia Europea de Ciudades y Poblaciones Sostenibles. Esta conferencia aprueba el Plan de Acción de Lisboa, que contiene doce puntos de carácter programático destinados a estimular a las administraciones locales para iniciar sus agendas locales. Estas iniciativas han tenido un éxito notable, puesto que en el año 2001 eran más de 1.200 los municipios y provincias europeas que habían firmado la carta de Aalborg e iniciado su implantación. Para esta misma fecha, en España habían firmado la Carta de Aalborg más de 300 entidades locales. Puede destacarse el papel dinamizador y de liderazgo que han ejercido diputaciones como la de Barcelona y Valencia, creando redes de municipios por la sostenibilidad (Tomás Carpi, 2003b).

La Agenda 21 Local tiene como finalidad última la de llegar a implementar un modelo de desarrollo local sostenible en el ámbito municipal, pero antes de llegar a materializar ese extremo y precisamente para conseguirlo, es capaz de ofrecer una serie de funciones de gran interés potencial: proporciona una visión integral del proceso de desarrollo socioeconómico del municipio y de su conexión con los problemas ambientales, lo que facilita informar estrategias integrales y ecológica, social y económicamente sostenibles de desarrollo local; permite dar a conocer a los ciudadanos los problemas medioambientales del municipio y los procesos naturales y sociales subyacentes, con lo que crea conciencia de los problemas en la comunidad local; estimula la participación ciudadana en orden a conseguir el compromiso social necesario para avanzar en el proceso de sostenibilidad local; y permite encontrar soluciones técnica y socialmente razonables a los problemas ambientales, soluciones que cuente con un amplio respaldo de la comunidad local de forma que se garantice su efectividad y legitimación.

Si bien la puesta en marcha de la agenda 21 local no está sometida a procedimiento, sí que puede identificarse un proceso secuencial básico de actuaciones, una secuencia que no es lineal sino interactiva con unas pautas como se refleja y expone en Tomás Carpi (2003b), en donde se definen diez actuaciones de referencia: (1) decisión de la autoridad local de impulsar un proceso de Agenda 21 Local; (2) inicio del proceso de diagnóstico con el objeto de identificar problemas y conflictos, sus

determinantes y tendencias, así como los actores significativos y valoraciones, creencias y actitudes de la comunidad local; (3) creación del foro de medio ambiente e inicio del proceso de movilización ciudadana mediante la discusión abierta de los problemas y conflictos identificados; (4) establecimiento de la visión, debate de problemas significativos y de sus determinantes y tendencias con el objeto de evaluar, seleccionar y priorizar en un proceso orientado por la búsqueda del consenso y establecimiento de objetivos generales; (5) definición y aprobación de objetivos específicos y líneas de actuación; (6) elaboración de los programas destinados a la consecución de los objetivos específicos y análisis de impacto, coherencia y factibilidad de los mismos; (7) elaboración, debate y aprobación del plan de acción; (8) ejecución del plan de acción; (9) seguimiento y evaluación del proceso de elaboración y ejecución del plan de acción, para lo que resulta necesario contar con la organización pertinente y un sistema de indicadores; y (10) utilización de los resultados y experiencia del plan de acción y de la evaluación realizada para alimentar y renovar la acción colectiva como proceso secuencial sustentado en la interacción y en la creatividad local.

En este punto es de gran importancia resaltar que la dinámica actual de la mayoría de las ciudades o de los entornos locales, más que estar orientada –incluso en el caso de que tengan implementada una A21L– hacia la sostenibilidad, sigue orientada prioritariamente hacia el crecimiento económico. “Las ciudades operan en un entorno cambiante y dinámico. La gente se mueve, los negocios surgen y desaparecen, las políticas públicas cambian. Este proceso evolutivo tiene lugar en medio de enormes cambios sociales, económicos y tecnológicos que fundamentalmente configuran la manera en la que concebimos nuestras áreas urbanas y enmarcamos la capacidad y el potencial de las ciudades para desarrollar su competitividad” (Delacámara, 2002). Esta es una realidad que debe tenerse presente. Una realidad que está influida, e influye, en las propias disciplinas científicas de análisis de la realidad urbana. Así, según Delacámara, la economía urbana, lejos de reflexionar sobre la escala de sus actividades en un contexto de sostenibilidad local y regional “ha optado por conceptos alternativos como la competitividad, por discursos que apenas tienen que ver con la sostenibilidad de las ciudades en sentido estricto, sino con cuestiones relativas a la localización de la actividad económica”. Es cierto que la competencia entre ciudades se ha convertido en una dinámica mayor de la geografía universal. “La competitividad de las ciudades se

busca, en muchas ocasiones, al margen de consideraciones relativas a los límites del crecimiento económico. Las ciudades realizan un consumo masivo de recursos del medio natural y son, a la vez, responsables de los mayores volúmenes de generación de residuos” (Delacámara, 2002). En ese proceso competitivo³³⁴ de las ciudades por la atracción de capitales y recursos, las ciudades vienen usando el resto del territorio como un área de apropiación y vertido, en una tendencia claramente insostenible desde un punto de vista global. Una situación y una perspectiva que complica la aportación de las ciudades a la sostenibilidad, no solamente local sino regional, en un escenario en el que “es prácticamente imposible encontrar referencias a actuaciones de mayor calado (en el ámbito de la economía) dirigidas a replantear el modelo de desarrollo local para buscar una mayor compatibilidad entre el sistema económico y el medio natural” (Delacámara, 2002). Esta situación nos obliga a intensificar las investigaciones³³⁵ y gestiones sobre la sostenibilidad local en un entorno más amplio, y por tanto dota de aún más importancia a este que consideramos el nivel táctico del desarrollo sostenible, no solamente en su formulación, sino especialmente en cuanto a su evaluación y capacidad de realimentación positiva del proceso de cambio necesario.

Dentro de las actuaciones descritas respecto a la A21L debemos resaltar la referida a evaluación y a retroalimentación del proceso, por tener la relación más estrecha con el tema que nos ocupa. Así Mecati (1999): “la sostenibilidad local requiere de un proceso planificado que debe implicar a toda la actuación municipal en la toma de decisiones y que requiere una retroalimentación y evaluación constante”. Como observamos, el proceso de implementación a del desarrollo local sostenible tiene presente la necesidad de un proceso de evaluación, un proceso que se considera de importancia cierta: “los mecanismos y prácticas de la evaluación y retroalimentación constituyen dispositivos claves para la dinamización de la Agenda 21 Local como proceso evolutivo sustentado en la interacción (interna y externa) y creatividad del sistema local” (Tomás Carpi, 2003b). Aunque el proceso de evaluación de la A21L, como el conjunto del proceso, no está aún plenamente sistematizado ni responde a

³³⁴ El proceso de búsqueda de ventajas competitivas tiene una dimensión no solamente local sino también nacional y supranacional. Autores como Dürr (1997a) han visto en la dinámica de este proceso fuertemente competitivo un riesgo importante para un escenario de sostenibilidad, así según este autor “se está haciendo cada vez más evidente que la rivalidad entre los distintos países y grupos de países por alcanzar ventajas competitivas será ganada al final por aquellos que sean capaces de saquear los recursos naturales con la mayor velocidad, refinamiento y minuciosidad. Por ello la competencia nos conduce a sobrepasar la capacidad de carga del ecosistema del planeta”.

unas pautas estables, prácticas y de amplia difusión, existen aportaciones singulares al problema de la evaluación de la A21L, como veremos a continuación.

Evaluación de la Agenda 21 local

La agenda 21 local, como expresión última de las políticas internacionales, nacionales, regionales y locales en materia de desarrollo sostenible es susceptible, y necesita, de un proceso de evaluación continuada. En una primera aproximación puede evaluarse el grado de implementación de la A21L mediante indicadores muy sencillos, como el número de municipios que han firmado la carta de Aalborg o que han realizado un diagnóstico ambiental. Sin embargo, estos datos no ofrecen realmente información sobre el objeto de interés: la aplicación práctica y el rendimiento de la implantación de la agenda local. Por ello se hace preciso contar con instrumentos adecuados para la evaluación³³⁶ del rendimiento de la A21L. Así, para obtener resultados cualitativos Font (2000) propone utilizar un marco analítico que incorpore lo que define como tres coordenadas explicativas: las ideas, los contenidos y los procesos, que pueden permitir hacer el balance de las dimensiones conceptual, substantiva y operativa de la propia iniciativa. Respecto a la primera de ellas, “la dimensión conceptual de la A21L hace referencia al conjunto de elementos discursivos e intelectuales que orientan las estrategias y funciones planificadoras de los municipios hacia la integración equilibrada del crecimiento económico, del bienestar social y la protección del medio ambiente a largo plazo”, de manera que podemos verificar la medida en que el municipio ha adoptado un compromiso real de sostenibilidad pudiendo movernos, como ejemplo, entre dos extremos: desde uno de compromiso formal o meramente simbólico como la adopción de una carta municipal de sostenibilidad desprovista de voluntades de implementación, hasta un extremo de definición de un modelo propio de ciudad sostenible.

El segundo componente de evaluación se refiere a la dimensión substantiva, que refleja el conjunto de contenidos acordados efectivamente por la administración local

³³⁵ Sin embargo, como señala Delacámara (2002): “resulta complejo enfrentar las cuestiones relativas a la competitividad económica de las ciudades sin tener la sensación de estar recorriendo un terreno minado desde el punto de vista de la sostenibilidad”.

³³⁶ La propuesta metodológica de Font para la evaluación del rendimiento de la A21L, permite identificar el grado de implicación de las autoridades y el modelo operativo seguido para la implantación de la agenda, así como la profundidad de la misma. No obstante parece difícil que pueda responder a las necesidades objetivas de evaluación de la aproximación al escenario de sostenibilidad, especialmente si sometemos la propuesta de evaluación realizada al contraste de los diez

para llevar a cabo una agenda local. Este conjunto de contenidos puede ordenarse de acuerdo con la práctica secuencial básica que viene siguiéndose para implantar la agenda local: firma de la Carta de Aalborg, elaboración de diagnóstico ambiental, identificación de indicadores, adopción de un plan de acción, e incluso de elementos más transversales del proceso como la creación de un forum participativo u otras formas integradas de participación de los diferentes agentes sociales. La dimensión sustantiva también permite evaluar, mediante agregación, el nivel de implantación de la A21L en un ámbito regional, nacional o internacional.

Finalmente, el último componente de evaluación de la A21L propuesto por Font (2000), está referido a la dimensión o plano operativo. Una dimensión que permite conocer la intensidad y profundidad de las respuestas de los municipios a los objetivos previstos en el capítulo 28 de la Agenda 21. La autora plantea que en la dimensión operativa las diferencias municipales están marcadas por la forma en que cada municipio plantea y gestiona la participación, entendida como integración de la comunidad, y la transversalidad, entendida como integración sectorial. Dentro del apartado de participación se sugieren cuatro aspectos a tener en cuenta: la función, el alcance, la autogeneración y la efectividad de la participación. Respecto a la función de la participación se distinguen tres tipos: la consultiva, en donde los participantes expresan su opinión; la decisiva, en donde los participantes toman parte en el proceso de decisiones; y la de cogestión, en donde los participantes asumen responsabilidades de gestión. Respecto al alcance de la participación, puede ser temas de carácter general o específico. La autogeneración se refiere a la capacidad de la propia participación para crear capital social y generar nuevas sinergias participativas. En último lugar respecto a la participación está su propia efectividad; se trata de verificar si ésta es realmente efectiva y tiene un impacto real sobre el diseño y puesta en marcha de las estrategias de sostenibilidad o si tiene un carácter meramente simbólico.

Por último, la transversalidad, como subapartado dentro del análisis de la dimensión operativa, responde a la necesidad de que las políticas municipales, en este caso, tengan una dimensión de horizontalidad, no solamente respecto a las políticas ambientales, sino también con las relacionadas con la gestión del territorio, la promoción económica y el bienestar social. La medida de la transversalidad puede

principios de Bellagio, principios que vienen considerándose de carácter básico para el análisis y evaluación de la sostenibilidad.

realizarse, de forma absoluta o comparativa, teniendo en cuenta los diferentes dispositivos que se dedican a implementarla: compromiso político sólido, mecanismos de coordinación y cogestión intersectorial, equipo multidisciplinar de técnicos altamente cualificados y, especialmente, disponibilidades presupuestarias.

La autora de referencia (Font, 2000) establece, para la dimensión operativa de la evaluación de la A21L, cuatro grupos definidos a partir de las combinaciones entre los tipos posibles de integración sectorial y de participación. Son cuatro escenarios que definen³³⁷, para los parámetros considerados, el tipo de respuesta municipal al reto de la agenda local: simbólica, pluralista-sectorial, tecnocrático-horizontal, y sostenible. Designa como carácter simbólico a aquél que consiste poco más que en un documento programático desprovisto de noción real de sostenibilidad, que carece de los recursos políticos, técnicos, económicos y sociales necesarios para iniciar un proceso de transformación del modelo de desarrollo local. El segundo tipo, o pluralista-sectorial es aquél en el que se refuerza la participación pero se mantiene el enfoque sectorial; este es el enfoque más frecuente. El tercer tipo es el denominado tecnocrático-horizontal, un proceso avanzado en la idea de la transversalidad pero en donde la participación de los ciudadanos es escasa o inexistente. El cuarto tipo, denominado sostenible³³⁸, es aquella apuesta más innovadora en donde se refuerza la transversalidad y la participación.

Canadá se encuentra entre los países que más esfuerzo están realizando, especialmente en niveles locales, por conseguir una adecuada implantación de la Agenda 21 local. Una implantación que tenga un auténtico carácter participativo y transformador. En respuesta a esta inquietud, ciudades como Ottawa están aplicando procesos integrados de implementación, evaluación y mejora continuada respecto al desarrollo sostenible, algo que está configurando una tendencia hacia un sistema de evaluación de sostenibilidad en el ámbito local. El proceso llevado a cabo por esta ciudad desde hace años (Devuyt, 1999) define un interesantísimo esquema de relación entre: la estrategia local de desarrollo sostenible, el panel de indicadores de estado

³³⁷ Esta propuesta de definición de escenarios tiene, en nuestra opinión, un valor limitado porque no tiene en cuenta las dimensiones previas, o generadoras del contexto operativo, y que la autora ha descrito, como son la conceptual y la substantiva; por cuanto utiliza para clasificar términos cargados de simbolismo; porque no establece los cortes de referencia para ubicar cada caso en cada clase, ni el peso de los subterminos; y porque no tiene en cuenta el problema de la legitimidad y la legalidad, que pueden ser limitantes del alcance de la participación que exceden la capacidad de elección de los propios municipios.

(sistema de medidas del cumplimiento), la evaluación ambiental y los sistemas de información como se observa en la figura adjunta.

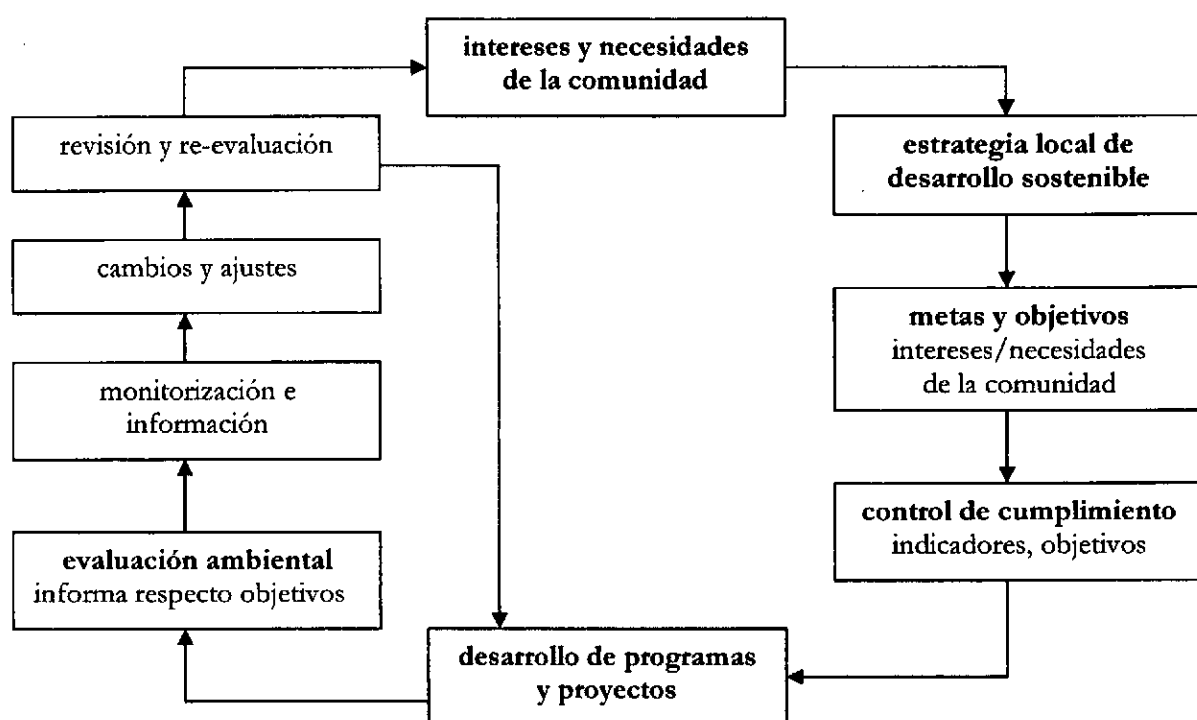


Figura 5.5 Relación entre estrategia de desarrollo sostenible, control, evaluación ambiental y sistema de información en ciudad de Ottawa (modificado de *Local Agenda 21 Ottawa*, in Devuyst, 1999)

Sin embargo, la evaluación de la sostenibilidad en los ámbitos municipales no puede ceñirse exclusivamente a la evaluación de la agenda 21 local si ésta, como se ha visto más arriba (Ciudades Europeas Sostenibles, 1995), no tiene presentes, además de los problemas experimentados en el seno de las ciudades, los problemas causados por las ciudades. En este sentido “si queremos enjuiciar la sostenibilidad de las ciudades en el sentido global (...) hemos de preocuparnos no sólo por las actividades que en ellas tienen lugar, sino también de aquellas otras de las que dependen aunque se operen e incidan en territorios alejados. Desde esta perspectiva enjuiciar la sostenibilidad de las ciudades nos conduce por fuerza a enjuiciar la sostenibilidad (o más bien la insostenibilidad) del núcleo principal del comportamiento de la civilización industrial. Es decir, incluyendo la propia agricultura y las actividades extractivas e industriales que abastecen a las ciudades y a los procesos que en ellas tienen lugar. Ya que el principal

³³⁸ En nuestra opinión este último término parece que presenta un riesgo evidente el definir como sostenible solamente una de las cuatro clases expuestas, por cuanto significa, por exclusión, que las otras tres clases no son sostenibles, y esta afirmación no parecería posible, ni conveniente, a partir del modelo de evaluación propuesto.

problema reside en que la sostenibilidad local de las ciudades se ha venido apoyando en una creciente insostenibilidad global de los procesos de apropiación y vertido de los que dependen” (Naredo, 1996).

Esta situación obliga a incorporar los adecuados instrumentos de evaluación de la sostenibilidad desde una perspectiva del consumo de los recursos. En este sentido, la propuesta metodológica del cálculo de huella ecológica supone una aportación notable hacia la evaluación complementaria de la sostenibilidad de los sistemas urbanos, tanto en dimensión local como en dimensión regional.

La huella ecológica

En este punto introducimos brevemente el concepto de huella ecológica como expresión sintética de la sostenibilidad local y regional elaborada a partir de indicadores físicos. El término fue utilizado en 1996 por William Rees y Mathis Wackernagel, quienes definieron esta idea como el área de territorio ecológicamente productivo necesario para producir los recursos usados (cultivos, bosques, pastos o ecosistema acuático) y para asumir los residuos que se generan por una determinada población. Este concepto se convierte en un indicador capaz de agregar en un sólo valor los impactos provocados por una comunidad humana sobre el medio ambiente.

Existen varios conceptos asociados a la huella ecológica, como la capacidad de carga y déficit ecológico. El primero describe la cantidad de terreno disponible, mientras que el segundo es la cantidad de tierra productiva que falta para dar respuesta a las necesidades de una población determinada. Si la huella ecológica de una sociedad, entendida como el resultado de dividir consumo y productividad, es más pequeña que la capacidad de carga del territorio, la región es autosuficiente, ya que no consume más recursos de los que dispone en su territorio. En el caso contrario, cuando hay déficit ecológico, la región consume más tierra de la que tiene y depende del exterior, utilizando otras tierras productivas o bien trasladando la contaminación a otras áreas del planeta o a generaciones futuras.

La metodología de cálculo de este parámetro se basa en la estimación del número de hectáreas por habitante y año necesarias para satisfacer los consumos asociados a las superficies en las que se producen los bienes consumidos. Así, se establecen seis

grupos de superficie: campos de cultivo; pastos; bosques; mar; terreno construido y energía.

Como ejemplo aplicado de esta técnica se destaca el estudio³³⁹ “La Huella Ecológica de Navarra”, presentado en febrero del 2002. El estudio indica el impacto ambiental que ejercen las actividades humanas sobre el medio natural y las posibles opciones para lograr un desarrollo sostenible en la comunidad de Navarra. En esta comunidad, las huellas ecológicas son, para los distintos grupos de superficie: cultivos, 0,564 hectáreas por habitante; pastos, 0,242 has/hab; bosques, 0,393 has/hab; mar, 0,987 has/hab; y energía, 1,234 has/hab. Sumando estos seis factores, Navarra tiene una huella ecológica de 3,47 hectáreas por habitante. Si su capacidad de carga es de 2,15 has/hab, el déficit ecológico obtenido es de -1,32 hectáreas por habitante, lo que supone que para mantener el estilo de vida de los ciudadanos navarros de forma sostenible se necesitarían la extensión de “la Navarra actual y media más”.

Desarrollo sostenible en proyectos de cooperación internacional al desarrollo

Otro caso en que el nivel táctico del desarrollo sostenible puede y debe tomar cuerpo está en los proyectos de cooperación al desarrollo. La cooperación internacional al desarrollo es el instrumento mediante el que los países económicamente más avanzados, así como diversas instituciones multilaterales, promueven el desarrollo en los países menos avanzados. No obstante el notable esfuerzo realizado en este campo, lo cierto es que los resultados prácticos no pueden considerarse un éxito. Los programas y proyectos se generan y diseñan con muy escasa participación de los beneficiarios, se aplican metodologías o tecnologías que en muchos casos son ajenas a la cultura y sensibilidad de los beneficiarios y, en definitiva, no se garantiza adecuadamente un escenario de futuro en que los beneficios de la intervención puedan considerarse duraderos y sostenibles (Álvarez-Campana, 2003a).

Autores como Dürr (1997a) plantean que, a pesar de las insuficiencias presentadas por los esquemas de desarrollo en los países más pobres –donde se ha disociado tradicionalmente el crecimiento de la protección ambiental- existe todavía una importante corriente de gestores que “piensan que lo que debe hacerse ahora es darles la más alta prioridad a las inversiones necesarias en los países más pobres para efectuar

una transformación económica, y facilitarles los fondos para ello. Piensan que los intereses ecológicos tendrían que dejarse a un lado por el momento en este enorme esfuerzo. Y podrían enfrentarse con efectividad una vez que esos países hubieran generado, mediante el crecimiento de sus economías, un producto nacional bruto (PNB) suficientemente grande para poder sufragar los altos costos adicionales. Pero este enfoque es limitado y engañoso, pues concibe de nuevo la protección ambiental como una operación de reparación de capital”.

En este escenario, tiene una especial repercusión la posibilidad no solamente de la investigación, sino también de la práctica operativa del desarrollo sostenible en los planes, programas y proyectos de cooperación internacional al desarrollo. Es verdad que la cooperación internacional ha desarrollado en los últimos años una rigurosa metodología de aplicación de los proyectos, una metodología conocida como el Marco Lógico, y que representa una aproximación fuertemente racionalizada a las técnicas de control y programación de proyectos. Sin embargo, a pesar de sus aciertos, la metodología del marco lógico no incide de forma radical en las cuestiones de la sostenibilidad del desarrollo que se pretende, puesto que este desarrollo es el fin objetivo de la propia cooperación internacional al desarrollo. La propia sostenibilidad del desarrollo, una vez que ha sido estimulado por programas de cooperación, es una cuestión difícil de resolver. Desde el punto de vista teórico, los donantes y la ayuda exterior quieren que, más que proporcionar una asistencia al desarrollo de forma indefinida, las mismas comunidades receptoras puedan proporcionar localmente bienes públicos. Esta es una cuestión sumamente complicada. Kremer & Miguel (2004) han estudiado con profundidad los efectos de la ayuda al desarrollo en asistencia sanitaria, más concretamente respecto al control de parásitos intestinales³⁴⁰ en varias zonas de Kenia. Han examinado diversas estrategias para una lucha sostenible contra estos parásitos basadas en una movilización local de voluntarios, quienes debían establecer redes de información para que los afectados continuaran con sus tomas periódicas de medicinas, pero la movilización social ha fracasado. En este contexto, Kremer & Miguel afirman que el uso de intervenciones externas para promover un servicio local sostenible de bienes públicos (tomando como ejemplo el control de parásitos) se

³³⁹ Ref. Elorrieta & Tortajada (2003)

³⁴⁰ La importancia sanitaria de esta cuestión es de tal magnitud que se estima que este tipo de gusanos intestinales infectan a una de cada cuatro personas en todo el mundo, causando problemas de diversos tipos.

convierte en una ilusión. El escenario de sostenibilidad, incluso financiera, de los proyectos de cooperación al desarrollo precisaría de un compromiso activo de las comunidades que no es sencillo lograr. Estos mismos autores refieren el caso de un importante proyecto de suministro de aguas mediante pozos, en el que también se procuró la participación de las comunidades locales: a los diez años de estarse desarrollando esta orientación hacia un modelo de aproximación 'sostenible' el 43% de los pozos ya estaban fuera de uso.

En este contexto se han realizado diversas investigaciones y también algunas aplicaciones prácticas de los principios de sostenibilidad en la cooperación internacional al desarrollo. En este apartado se exponen algunas de las claves incorporadas en este sentido a un proyecto concreto, el poblado de los artistas de Ntobo, en Guinea Ecuatorial (Álvarez-Campana, 2003a). Se trata de un pequeño poblado en donde la mayor parte de sus miembros son artistas fang. Unos artistas que son herederos del arte escultórico en madera, una de las tradiciones artísticas más importantes que existen en el arte africano y que han sido reconocidos como uno de los focos más notables de influencia en las vanguardias artísticas europeas de principios del siglo XX. Pero a pesar de esta potencialidad cultural, las condiciones operativas del poblado estaban definiendo un declive dramático en su situación. Para corregir este problema se ha planteado un programa de cooperación que pivota sobre la reorganización del proceso productivo y de la comercialización del arte en madera, dentro de un proceso de estructuración bajo un marco de sostenibilidad. Establecer un marco de sostenibilidad ha requerido redefinir los objetivos correspondientes a cada uno de los pilares de la sostenibilidad (económico, social y ambiental). Para esto, se ha procedido a reformular los objetivos deseables y apropiados para cada uno de estos pilares en el marco de un país en desarrollo. De esta forma, en el pilar económico los objetivos deberían ser: alcanzar una masa crítica de capital productivo (tecnológico e intelectual), así como una remuneración justa y suficiente de la actividad de forma que permita su intercambio por bienes y servicios. En el pilar social los objetivos deberían ser: el mantenimiento de las estructuras tradicionales de cooperación y formación (ej. para el caso subsahariano el ámbito familiar extendido), la accesibilidad a los sistemas de salud, educación y cobertura de riesgos sociales, y el desarrollo de formas de cooperación interfamiliares. En el pilar ambiental los objetivos deberían ser:

aseguramiento de la calidad de los recursos naturales para consumo y uso básico (ej. agua potable), aprovechamiento sostenible de los recursos naturales (ej. en ecosistema del bosque tropical) y el mantenimiento de los asentamientos no urbanos (Álvarez-Campana, 2003a).

5.5 REFERENCIAL PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE

El desarrollo sostenible requiere un conjunto de referencias para poder ser adecuadamente evaluado. Pero ¿dónde nos encontramos actualmente?. En este sentido, la siguiente pregunta que podríamos hacernos es si el desarrollo actual es sostenible. Sería fácil contestar afirmativa o negativamente sin más, pero no hay datos concluyentes a este respecto. Entonces podemos dar un paso atrás e intentar centrarnos en una pregunta algo más sencilla: ¿el crecimiento económico actual es sostenible?. Bartelmus (1999a) responde a esta cuestión: “de acuerdo con mi propia evaluación provisional de los resultados de las contabilidades ambientales y tendencias más sistemáticas a través de un indicador físico de flujos de materia no se percibe con claridad la sostenibilidad o la no sostenibilidad del crecimiento económico”. El autor señala que es consciente de que esta afirmación no tiene atractivo pero es, sin embargo, “un honesto primer paso” para superar la confrontación ambiental-económica. El siguiente paso debería consistir en unir esfuerzos para “desarrollar sistemas de datos consistentes y estadísticamente válidos que permitan una evaluación comparable de la (no)sostenibilidad” (Bartelmus, 1999a).

Siguiendo con este razonamiento introductorio encontramos todo el sentido de la pregunta número 15 (apartado de cuestiones normativas), del programa hilbertiano para la ciencia del sistema Tierra (Clark *et al.*, 2005): “¿cuáles son los criterios generales y principios para distinguir futuros no sostenibles de los sostenibles?”

Instrumentos del cuadro de mando del desarrollo sostenible

En la literatura acerca del desarrollo sostenible, así como en la de evaluación más estrechamente vinculada con aquella, hay un uso frecuente de diversos términos que corresponden a categorías funcionales distintas. Parte de estos términos se refieren a categorías del ámbito conceptual o teórico, mientras que otra parte constituye el ámbito de la práctica, lo que también podemos denominar ‘cuadro de mandos’ del desarrollo sostenible, como aparece en la figura 5.6 adjunta.

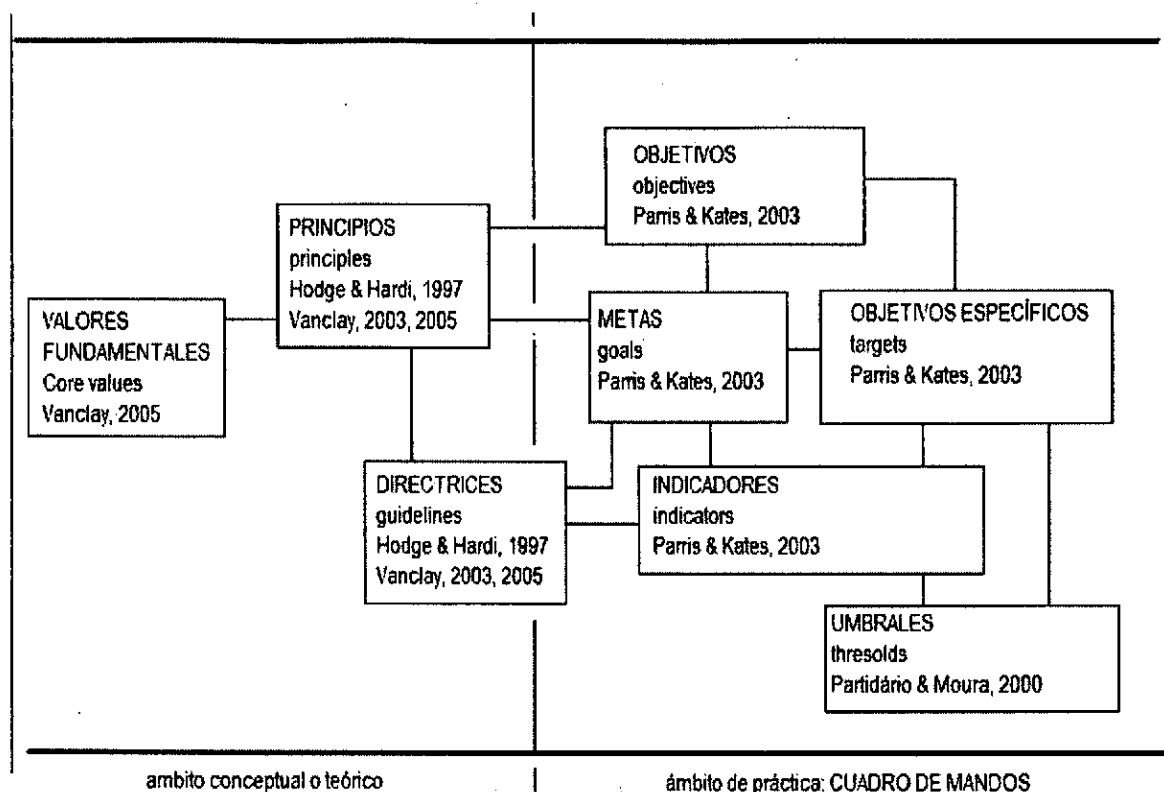


Figura 5.6 Categorías y relaciones en el ciclo de decisión y de evaluación del desarrollo sostenible, DS (elaboración propia)

Todas las categorías se encuentran conectadas formando una secuencia general: valores-principios-metas-objetivos específicos, y en donde las directrices tienen el papel de claves de operatividad, y los indicadores y umbrales son 'sensores de estado', en el primer caso absolutos y en el segundo relativos a los términos definidos de sostenibilidad/insostenibilidad. Aunque existen ciertas variaciones a la hora de definir estas categorías, las hemos referido a denominaciones y usos ampliamente aceptados, que se ejemplifican en al menos una referencia significativa de la literatura. Los elementos del ámbito conceptual o teórico de esta figura: valores fundamentales, principios y directrices, ya han sido tratados en el apartado expuesto más arriba. Su interés en este caso está en que permiten entender el cuadro de mandos como un continuo derivado de decisiones estratégicas previas.

Por otra parte, para abordar la revisión de instrumentos del cuadro de mandos del desarrollo sostenible es necesaria una taxonomía conceptual que determine el significado de términos como: metas (*goals*), indicadores (*indicators*), objetivos específicos (*targets*), y umbrales (*thresholds*), tal y como vienen siendo aplicados por autores de referencia (Partidário & Moura, 2000; Parris, 2003; Parris & Kates, 2003).

En esta taxonomía, las metas son planteamientos amplios, cualitativos, sobre los objetivos generales. Un ejemplo de meta es la propuesta en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático: “estabilización de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a unos niveles que puedan prevenir interferencias antropogénicas peligrosas con el sistema clima” (United Nations, 1992). Los indicadores son medidas cuantitativas seleccionadas para evaluar el progreso o retroceso respecto a una meta establecida. Para la meta de estabilización gases efecto invernadero, por ejemplo, los indicadores incluyen medidas del dióxido de carbono (CO₂) y potencial de calentamiento global en la atmósfera (United Nations, 1992). Por su parte, los objetivos específicos usan indicadores para establecer metas específicas con referencias temporales y puntos finales, como pueden ser para el caso que estamos viendo de los gases de efecto invernadero “la reducción de todas las emisiones de gases de efecto invernadero como mínimo al 5% por debajo de los niveles de 1990 para el período 2008-2012” (UNFCCC, 1997). Según Partidário & Moura (2000) “definir objetivos (específicos) cuantificables es aún más difícil que identificar indicadores”. Esta dificultad responde a la especificidad de los objetivos, lo que es lo mismo, al amplio espectro de objetivos deseables en los diferentes entornos políticos, culturales y geográficos. Nadie quiere lo mismo, esa es la dificultad. Además los objetivos específicos deben vincularse con un nivel de decisión: estatal, regional o local, lo que aumenta la dificultad para su definición. Sin embargo es necesario definir y, en lo posible, cuantificar los objetivos específicos para que podamos valorar los avances y el valor de las decisiones³⁴¹ que se toman respecto al modelo de sostenibilidad. Los umbrales representan indicadores de referencia para un proceso que podemos considerar de sostenibilidad, de tránsito o de insostenibilidad, como han tratado Partidário & Moura, 2000.

Además de los instrumentos que hemos referido como formadores del cuadro de mando, encontramos dos categorías de una naturaleza distinta: las tendencias (*trends*), y las fuerzas directrices (*driving forces*), de una importancia determinante (Parris & Kates, 2003) a la hora de comprender la dinámica y el propio sentido del cuadro de mandos. Las tendencias vienen determinadas por los cambios en el valor de los indicadores a lo

³⁴¹ En el caso de no existir objetivos específicos, como proponen Partidário & Moura (2000) puede usarse la técnica de prueba y error para irse aproximando a un escenario de sostenibilidad.

indicador basado directamente en el Producto Nacional Neto (PNN) del que se deducen los gastos realizados para reparar los daños del crecimiento económico, los llamados gastos compensatorios o defensivos. Los gastos compensatorios comprenden un conjunto de gastos que se hacen necesarios para neutralizar los efectos negativos del crecimiento económico: gastos de reparación de daños producidos por la contaminación; gastos sanitarios propios de los efectos negativos de hábitos y condiciones de vida poco saludables vinculados a las sociedades de consumo, industriales y del automóvil; gastos de prevención de riesgos y de seguridad vinculados a los problemas sociales; gastos relacionados con la carrera armamentística; o gastos relacionados con la necesidad de desplazamientos cotidianos más largos y sobrecostes de vivir en grandes concentraciones urbanas. A pesar de que el PEN no constituye un indicador adecuado de sostenibilidad permite, cuanto menos desde la perspectiva de una política responsable, separar los dos componentes del PEN (producto nacional neto y gastos compensatorios) para aportar una visión más informada de las consecuencias sobre el bienestar del crecimiento económico.

El segundo indicador en esta secuencia expuesta por Tomás Carpi (2003a), es el Producto Nacional Neto ambientalmente ajustado (PNNAA). Un indicador que resuelve una de las carencias más importantes del anterior, como es considerar la depreciación del medio natural. El PNNAA es el resultado del cálculo realizado a partir del producto nacional neto (PNN) del que se restan tanto los costes defensivos medioambientales (CDM) como la pérdida neta de capital natural (PNCN). Es importante destacar que mientras que en el PEN se descuentan todos los costes defensivos o compensatorios, en este indicador sólo se descuentan los de carácter medioambiental. El PNNAA que es, como el PEN, un valor monetario, también encuentra importantes dificultades a la hora de evaluar la depreciación del capital natural. Siguiendo al autor de referencia en este apartado, a pesar de su avance sobre indicadores anteriores, se atribuye el PNNAA a una versión muy débil del desarrollo sostenible, dadas sus limitaciones para registrar y representar de forma consistente las dimensiones de la sostenibilidad ecológica de los procesos económicos.

Otro de los índices que se han propuesto para resolver las deficiencias de los indicadores económicos tradicionales es el índice de Bienestar Económico Sostenible (BES). Este indicador se distingue del anterior (PNNAA) en que deduce del producto

nacional los gastos compensatorios en sentido amplio, además de deducir como en el caso anterior la depreciación del capital natural. El BES cambia también el método de deducción del bienestar material. “Los valores del BES per cápita (IBES) a lo largo del tiempo permiten ofrecer no sólo un perfil de la evolución del bienestar en una colectividad dada, sino también un punto de contraste del indicador convencional de renta per cápita. La aplicación del IBES a distintos países desarrollados pone de relieve que, contrariamente a lo que sugiere la evolución de la renta per cápita, el bienestar así calculado ha venido disminuyendo o se ha estancado desde mediados de los años setenta” (Tomás Carpi, 2003a). A pesar de lo expuesto, y por las mismas razones que en el caso del indicador PNNA, el IBES, a pesar de su denominación tampoco es indicativo de sostenibilidad ecológica del desarrollo económico, sino más bien un descriptivo de la evolución del bienestar de un colectivo desde ciertas convenciones.

En último lugar, se expone el indicador de ahorro genuino. A diferencia de los otros indicadores considerados, que pretenden reflejar la aportación del proceso económico al bienestar material, este pretende reflejar el desarrollo económico sostenible. La idea que anima el marco conceptual de este indicador es que una economía no puede ser sostenible si el ahorro, y por tanto la inversión, tiende a ser negativo. En este caso la economía se descapitaliza y se cuestiona de esta forma la capacidad futura para mantener el mismo flujo de renta. El ahorro genuino se convierte en un indicador cuyo valor es el resultado del flujo de inversión del capital creado por el ser humano y el capital natural. Cuando este indicador adopta de forma regular valores negativos es indicativo de insostenibilidad. No obstante, cuando no exista plena sustituibilidad entre el capital natural y el producido por el ser humano, los valores positivos de este indicador no garantizan que el proceso económico sea ecológicamente sostenible. Se trata por tanto, no solo de un indicador de desarrollo sostenible débil, sino también asimétrico.

A partir del análisis de deficiencias que presentan los indicadores económicos tradicionales, de acuerdo con la revisión realizada por Tomás Carpi (2003a), pueden señalarse las exigencias que pueden esperarse de los indicadores de desarrollo sostenible. Esto es, las funciones a que deben dar respuesta los mismos. En este sentido, los criterios que pueden situar a los indicadores, económicos en particular, de desarrollo en la senda del desarrollo sostenible son cuatro. En primer lugar, los

indicadores deben constituir elementos adecuados para medir el bienestar económico, para lo cual no sólo deben recoger también aspectos fundamentales del bienestar material, sino que deben asignar correctamente los costes ambientales y deducir la depreciación del capital de la naturaleza. En segundo lugar, los indicadores deben representar una guía adecuada para una política sensata de desarrollo y bienestar, tanto por lo que se refiere al punto anterior como porque deben reproducir fielmente los peligros ecológicos existentes. Además deben considerar la relevancia del capital social y natural, de manera que incorporen el valor de las orientaciones y actuaciones que sean de gran relevancia para la eficiencia y eficacia económica a largo plazo. Deben, muy especialmente, evitar la confusión entre los costes y beneficios del crecimiento económico en esta perspectiva temporal de largo plazo. En tercer lugar, los indicadores deben constituir un punto de referencia plenamente apropiado para orientar la trayectoria tecnológica y el cambio institucional de acuerdo con los retos y objetivos de nuestro tiempo, es decir, con la calidad de vida y el desarrollo sostenible. En cuarto y último lugar, los indicadores deben permitir el análisis crítico, transparente y abierto, de los procesos y prácticas de toma de decisión.

Dentro de una política de desarrollo sostenible es necesario configurar un sistema útil de indicadores de sostenibilidad. Tomás Carpi (2003a) expone tres puntos de reflexión necesarios para elaborar este sistema de indicadores de sostenibilidad. Plantea, en primer lugar, que no es suficiente como prescripción de política pública el principio según el cual el deterioro ambiental debe ser compensado mediante inversiones en otros activos. Un segundo punto, vinculado con el anterior, es que aún siendo importante la cantidad a sustituir, lo fundamental es la cualidad o tipo de la inversión que venga a compensar la pérdida de capital nacional, ya que el objetivo de esta inversión es reemplazar adecuadamente las funciones ambientales y económicas satisfechas por el capital natural depreciado. Como último punto, Tomás Carpi expone que “como consecuencia de las dos anteriores máximas, no es el rigor en el cálculo económico de la degradación ambiental el factor básico en la determinación de la sostenibilidad, sino el conocimiento de los mecanismos que regulan la autoproducción de los ecosistemas, sus puntos críticos y los umbrales de irreversibilidad de sus funciones estratégicas, por un lado, y la implementación de estrategias y trayectorias tecnológicas que garanticen la generación de sustitutos de los recursos no renovables y

la eliminación de los procesos tecnoeconómicos de alto riesgo medioambiental”. El análisis de los distintos indicadores sugiere que los de carácter económico presentan limitaciones que les impide constituirse en indicadores de desarrollo sostenible fuerte, aunque no es razón para prescindir de ellos. Es más una política de desarrollo sostenible no puede hacerse con un solo indicador, sino que es necesario un sistema de indicadores. Como expone Tomás Carpi (2003a): “Para la construcción de un sistema operativo de indicadores con capacidad de informar una estrategia de desarrollo sostenible no basta con seleccionar un conjunto de índices económica y ecológicamente sensibles. Es necesario organizarlos estratégicamente”. En el trabajo referido el autor presenta el cuadro de mando que permite la optimización del proceso, a partir de una función objetivo informada por indicadores económicos ambientalmente ajustados y un conjunto de restricciones sustentadas en el indicador de ahorro genuino y en una batería de indicadores físicos de actividad social.

Como hemos señalado más arriba, otro de los ‘grupos de búsqueda’ de indicadores del desarrollo se verifica, desde una perspectiva fundamental de la cooperación internacional del desarrollo, a través de las investigaciones (PNUD, 1990; Sen, 1990; Max-Neef, 1991, Doyal & Gough, 1994; Sutcliffe, 1995; Sen, 1999) del nuevo concepto de desarrollo humano. Este concepto emergente surge frente a las limitaciones y los fracasos de los procesos de impulso al desarrollo, en donde se ha verificado que el crecimiento –en muchos casos- viene creando desigualdad y pobreza, además de deteriorar la calidad ambiental y provocar el agotamiento de los recursos naturales. Los autores de referencia planteaban la necesidad de superar la dimensión primaria del desarrollo como un crecimiento del producto interno para tener más presente la dimensión humana y sus problemas: la distribución, las necesidades y la equidad. Sen y los impulsores del concepto de desarrollo humano, deconstruyen el concepto genérico de desarrollo y lo reconstruyen como un agregado resultante de la promoción vital del conjunto de los individuos. En 1990 el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) elabora el primer informe sobre el desarrollo humano a escala mundial (PNUD, 1990). El informe de desarrollo humano contiene tres elementos clave: un nuevo concepto del desarrollo, un nuevo indicador, y un procedimiento de evaluación anual del estado de ese nuevo concepto en todos los países. El indicador de

desarrollo humano (IDH) es un índice global que se construye a partir de indicadores parciales que reflejan tres factores básicos: longevidad, expresada como esperanza de vida al nacer; educación, calculada a partir de la población y de los años promedio de escolarización; y el ingreso real *per capita*, el PIB *per capita* ajustado según el coste de vida local y la utilidad marginal del ingreso. El IDH, a pesar de su relativa utilidad, ha sido objeto de diversas críticas. Una de las más frecuentes, al principio, ha sido la falta de series temporales de intercomparación; una cuestión obvia por tratarse de un instrumento novedoso, pero que no le ha impedido seguir elaborándose de forma continuada. Otra de las críticas está relacionada con el engarce del concepto de desarrollo humano con el desarrollo sostenible. En este sentido, y dado que no tiene sensibilidad respecto a los costes ambientales del crecimiento, no puede garantizarse si el desarrollo está comprometiendo –y en qué medida– la capacidad de las generaciones futuras para mantener esos niveles de desarrollo. En este sentido existen propuestas (Sutcliffe, 1995) orientadas a la conformación de un índice de desarrollo humano y sostenible.

El último de los ‘grupos de búsqueda’ identificados de indicadores de desarrollo sostenible surge de la práctica de los ambientalistas y de los planificadores sectoriales. Seleccionamos para este grupo tres importantes contribuciones: a la contabilidad de flujo de materia (CFM); a la política de movilidad sostenible (European Commission, 1997); y a los modelos de pesca marítima orientados hacia la sostenibilidad (FAO, 2000). En primer lugar, y de acuerdo con Bartelmus (1999b) encontramos indicadores que configuran una contabilidad no económica sino material, como es el caso de la contabilidad de flujo de materia (CFM). Esta contabilidad mide el uso de los índices de requerimiento material total (*total material requirement*, TMR) y de inputs materiales por unidad de servicio (*Material Input Per Service unit*, MIPS). Estos índices y la contabilidad como resultados permiten capturar el concepto de sostenibilidad ecológica cuando estos índices son compatibles con el equilibrio ecológico del planeta a largo plazo. El equilibrio ecológico se consigue aplicando la noción normativa ‘del mismo espacio ambiental para todos para todo el uso de materiales y energía’. El resultado es un estándar de sostenibilidad que sugiere la ‘dematerialización’ de la actividad económica

dividiendo entre dos el índice de requerimientos materiales totales (RMT) y duplicando la riqueza y el bienestar: la popular noción del Factor 4 (von Weizsäcker *et al.*, 1997).

En segundo lugar, para analizar y exponer de una forma más concreta las funciones y modo de generación de los indicadores de sostenibilidad vamos a apoyarnos en los avances realizados por el proyecto europeo POSSUM (*Policy Scenarios for Sustainable Mobility*). El mencionado proyecto de escenarios políticos para la movilidad sostenible (European Commission, 1997) presenta una serie de funciones que deben cumplir los indicadores de desarrollo sostenible: identificar sectores o impactos que están teniendo un efecto adverso sobre el desarrollo sostenible, medir la extensión en que las políticas están alcanzando los objetivos de desarrollo sostenible, simplificar y comunicar una gran cantidad de datos a través de una pequeña cantidad de información que sea representativa y significativa. A la hora de identificar y seleccionar los potenciales indicadores de desarrollo sostenible pueden darse, como describe el referido proyecto, dos aproximaciones: aproximación de arriba a abajo, y aproximación de abajo a arriba. La primera aproximación responde una estrategia deductiva, comprehensiva y sistemática que usa la combinación de escenarios basados en metas, competencias y resultados. Los escenarios basados en metas parten de las metas de desarrollo sostenible, y los indicadores se formulan para cada meta. Los otros escenarios se relacionan con indicadores establecidos por sectores para medio ambiente, economía y aspectos sociales, y con los indicadores tradicionales, los más sencillos de elaborar, definidos por los resultados. El segundo tipo de aproximación, de abajo a arriba, responde a una estrategia de tipo inductivo, basada en el conocimiento. Esta aproximación se realiza revisando los indicadores de desarrollo sostenible propuestos y usados de acuerdo con la literatura científica disponible, para proceder después a seleccionar los más relevantes.

Por su parte, la FAO (2000) elabora un conjunto de indicadores de desarrollo sostenible, que agrupa dentro de las principales dimensiones del desarrollo sostenible: económica, social, ecológica, y de gestión. Esta última tiene un interés añadido por cuanto representa de forma explícita la incorporación novedosa, junto a las tres dimensiones habituales del desarrollo sostenible (según el modelo expuesto del triángulo de Munasinghe o modelo de los tres pilares) de una cuarta, que viene a representar la dimensión institucional (o político-organizativa). Los indicadores,

agrupados por dimensiones, que selecciona la FAO se exponen en la tabla 5.3 adjunta. Unos indicadores que, de acuerdo con los autores, deben reflejar la situación del sistema y los resultados en relación con las metas y objetivos de la sociedad: la sostenibilidad a largo plazo de la pesca, el ecosistema que la apoya, y la generación de beneficios netos para los pescadores y la sociedad.

Dimensión	Indicador
Económica	Recolección y valor de la recolección Contribución de la pesca al PIB Ingresos Valor de las exportaciones pesqueras (respecto a total exportaciones) Inversión en flotas pesqueras e instalaciones de elaboración
Social	Empleo/participación Demografía Alfabetización/educación Tradiciones/cultura pesquera Distribución de la adopción de decisiones entre hombres y mujeres
Ecológica	Estructura de la captura Abundancia relativa de las especies objetivo Tasa de explotación Efectos directos de las artes de pesca en especies no objetivo Efectos indirectos de la pesca: estructura trófica Efectos directos de las artes en los hábitats Cambio en la extensión y calidad de hábitats importantes o críticos
Gestión	Régimen de cumplimiento Derechos de propiedad Transparencia y participación

Tabla 5.3. Indicadores para las principales dimensiones del desarrollo sostenible en la actividad pesquera (FAO, 2000)

La propuesta de indicadores de desarrollo sostenible en la actividad pesquera incide en la importancia que tiene la selección de unidades geográficas apropiadas. Ya que, aunque se reconozcan las jurisdicciones nacionales y subnacionales, deben reflejarse adecuadamente la ubicación geográfica de los procesos ecológicos que definen los límites del ecosistema acuático.

Diversas instituciones internacionales, como el International Institute for Sustainable Development (IISD, 2000) y la División para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas (UN-DSD, 2001) han realizado un esfuerzo importante para coleccionar diferentes indicadores del desarrollo sostenible. Sin embargo, Parris & Kates (2003) afirman que han revisado estos trabajos extensivos en indicadores de desarrollo sostenible (UNDSD, 2001; IISD, 2000) y que su resultado sobre los mismos es de una cierta

precaución, para lo que se basan en una serie de problemas estructurales que ya han señalado con anterioridad otros autores como NRC (1999): “no hay consenso en la adecuación de los diferentes conjuntos de indicadores ni de las bases científicas para escogerlos. Su efectividad está limitada por la falta de acuerdo sobre lo que debe desarrollarse, lo que debe sostenerse y durante cuánto tiempo”. Parris & Kates (2003) insisten además en resaltar que existe un problema técnico en la definición de indicadores (especialmente en materia ambiental) porque se necesitan indicadores que combinen tendencias múltiples conceptualmente relacionadas pero en una escala común. Estos indicadores de escala común, que se obtienen utilizando métodos científicos para establecer equivalencias en una unidad común de medida, son por completo diferentes de los índices compuestos que se obtienen a partir de métodos subjetivos. Por esta razón también critican algunos indicadores de sostenibilidad que se han definido combinando escalas y planteamientos dispares, como el Índice de Sostenibilidad Ambiental (*Environmental Sustainability Index*) (WEF, 2002), o el Índice de Bienestar de los Ecosistemas (*Ecosystems Well Being Index*) (Prescott-Allen, 2001)

Como última reflexión de este apartado sobre la teoría de los indicadores del desarrollo sostenible, debemos resaltar que los métodos de evaluación de las diferentes fases del ciclo político (políticas, planes, programas y proyectos) requieren disponer de un conjunto de indicadores de impacto sensibles a los postulados del desarrollo sostenible. Para ello, aún asumiendo que los objetivos marco de las PPP sean promover el desarrollo sostenible (Lee, 2006), deben tenerse en cuenta las siguientes cuestiones: ¿qué definición de desarrollo sostenible se usa como base para formular esos indicadores?, ¿cómo son los indicadores de objetivos globales/nacionales que deben ser traducidos a indicadores de objetivos de menor nivel para usarse en las evaluaciones regionales o locales?, ¿pueden medirse de forma práctica los indicadores seleccionados?, ¿pueden diseñarse indicadores de proceso adecuados?, y ¿cuántos indicadores de desarrollo sostenible, cuantitativos y cualitativos, deberían usarse en los estudios de EI/EISo?.

Cuadro de mando del DS en operación: metas, indicadores y objetivos específicos

Parris & Kates (2003), desde la perspectiva del modelo transicional (definición NRC de desarrollo sostenible), emprenden un vasto análisis cuyo objetivo es caracterizar el estado actual del proceso de 'transición a la sostenibilidad'. Para ello analizan el cuerpo del consenso negociado internacionalmente en las materias de desarrollo y medio ambiente. Esto responde a la estructura de la definición NRC de desarrollo sostenible, en donde se separan con nitidez dos objetivos generales de la transición a la sostenibilidad: alcanzar las necesidades humanas y reducir el hambre y la pobreza; y mantener los ecosistemas que soportan la vida y los recursos biológicos. Así, a la hora de hacer el análisis tienen en cuenta de forma separada el conjunto de metas y objetivos específicos que se desprenden de los dos objetivos generales del proceso transicional hacia el desarrollo sostenible. En forma muy sintética, exponen que los acuerdos internacionales referidos a las necesidades humanas, aunque son un número relativamente pequeño, están articulados e institucionalizados de forma bastante clara. Por el contrario, mientras que hay literalmente centenares de acuerdos que cubren distintos aspectos relativos a los ecosistemas como soporte de la vida y a los recursos biológicos, puede destacarse su reducido consenso, y una gran vaguedad en sus objetivos generales, metas y objetivos específicos: "tratados con objetivos específicos claros, como los Protocolos de Montreal y Kioto, son raras excepciones" (Parris & Kates, 2003). Estos autores señalan tres explicaciones complementarias para esa diferencia que se encuentra en las metas, los objetivos específicos, e incluso las instituciones³⁴², según se traten de las referidas a las necesidades humanas o a los ecosistemas. La primera es que los esfuerzos para avanzar en el tema de las necesidades humanas estaba bien incorporado a la Carta de las Naciones Unidas firmada en 1945 por lo que se institucionalizó rápidamente en agencias especializadas. En contraste, el medio ambiente no emerge en la agenda internacional hasta la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano de 1972. En segundo lugar porque el problema de las necesidades humanas se ha visto como universal, mientras que muchas cuestiones ambientales se han considerado como más locales, hasta que se han verificado problemas transfronterizos o los recientes cambios globales. La tercera

explicación es que el consenso es más difícil de alcanzar en temas ambientales porque existe más divergencia acerca de la comprensión de los fenómenos naturales y su relación con la actividad humana, y porque esta última puede colisionar con los aspectos ambientales cuando busca atender a las necesidades humanas más inmediatas.

Como resultado de sus investigaciones Parris & Kates (2003) elaboran dos tablas, una referida a las necesidades humanas y la otra referida a los ecosistemas como soporte de la vida, en donde se representan las metas, indicadores y objetivos específicos que concitan un mayor consenso de la comunidad internacional. Además de reproducir estas variables, los autores analizan la calidad de los informes y de evaluación de cada una de ellas. Así, respecto a las metas, indicadores y objetivos específicos para alcanzar las necesidades humanas y reducir el hambre y la pobreza, los autores han identificado (véase tabla 5.4) cinco metas y siete objetivos específicos que representan la base del consenso en acuerdos internacionales (WSCh, 1990; UNCED, 1992; IMF *et al.*, 2000; UNGA, 2000). Los autores hacen notar que cuando realizan el estudio no se ha alcanzado ninguno de los objetivos específicos que deberían haberse logrado ya (los referidos al año 2000), y la mayoría no muestran tasas de progreso (IMF *et al.*, 2000). La última columna de la tabla recoge la calidad de los informes y evaluación de cada indicador, donde 'A' representa la máxima calidad, con indicadores medidos, reportados y evaluados; 'B' representa que el indicador está siendo medido de forma ordinaria y se espera que lo siga siendo en el futuro; 'C' indica que no se mide directamente sino que se estima a partir de modelos y extrapolaciones. Finalmente 'D' representa que sólo se dispone de estimaciones groseras.

Meta	Indicador	Objetivo específico	Calidad informe y evaluación
Mejorar la salud	Mortalidad infantil	Reducir a 1/3 el índice de 1990 para 2015 (IMF <i>et al.</i> , 2000)	A
Proporcionar educación	Alfabetismo	Reducir analfabetismo a 1/2 del índice de 2000 para el 2015 (IMF <i>et al.</i> , 2000)	A
	Ratios hombre-mujer en educación secundaria	Eliminar disparidades de género en la educación primaria y secundaria para 2015 (IMF <i>et al.</i> , 2000)	A
	Prevalencia de subnutrición	Reducir la prevalencia a 1/2 de los niveles de 2000 para el 2015 (UNGA, 2000)	C

³⁴² Parris & Kates (2003) señalan, por ejemplo, que el presupuesto anual operativo de la World Conservation Union (WCU) es menos de la décima parte de la Food and Agriculture Organization (FAO).

Meta	Indicador	Objetivo específico	Calidad informe y evaluación
Reducir el hambre	Prevalencia de deficiencia de vitamina A	Eliminación virtual de la deficiencia de vitamina A y sus consecuencias, incluyendo la ceguera para el 2000 (WSC, 1990)	D
Reducir la pobreza	Índice de pobreza	Reducir la proporción de la población mundial con ingresos < 1\$/día a la mitad del índice de 2000 (IMF et al., 2000)	C
Proporcionar vivienda	Acceso a servicios de saneamiento mejorados	Asegurar que el 75% de la población urbana tiene saneamiento en su comunidad para el 2000 (UNCED, 1992)	B

Tabla 5.4. Necesidades humanas prioritarias: metas, objetivos específicos e indicadores (Parris & Kates, 2003)

Por otra parte, respecto a los ecosistemas que sirven como soporte para la vida, los autores han identificado, a pesar de las dificultades que se han señalado más arriba, seis metas y siete indicadores en los acuerdos internacionales de mayor consenso (UNECE, 1985; IJC, 1991; United Nations, 1992; UNFCCC, 1997). Esta información se expone en la tabla adjunta (véase tabla 5.5).

Meta	Indicador	Objetivo específico	Calidad informe y evaluación
Reducir emisiones de contaminantes atmosféricos	Emisiones de gas de efecto invernadero	Reducir el total de las emisiones de efecto invernadero al menos un 5% por debajo de los niveles de 1990 para el 2008-2012 (UNFCCC, 1997)	A/B
	Emisiones de SO _x	Reducir las emisiones de SO _x (los objetivos varían según acuerdos) (IJC, 1991; UNECE, 1994)	C
Estabilizar la productividad oceánica	Condiciones de las comunidades biológicas	No definido	D
Mantener la disponibilidad de agua dulce	Usos consuntivos de agua dulce	No definido	D
Reducir el uso del territorio y cambio de cubierta	Uso de tierras/cambio de cubierta	No definido	C
Mantener la biodiversidad	Uso del suelo/cambio de cubierta en zonas de alta biodiversidad	No definido	D
Reducir emisiones de sustancias tóxicas	Emisiones de dioxinas y furanos	Reducir o eliminar liberaciones de la producción no intencional medida como unidades tóxicas equivalentes	D

Tabla 5.5. Prioridades de los ecosistemas de soporte de la vida: metas, objetivos específicos e indicadores (Parris & Kates, 2003)

Limites al cuadro de mando del DS: tendencias globales de largo plazo

Como hemos señalado más arriba, las tendencias están representadas por los cambios en los valores de diferentes parámetros (en general indicadores) a lo largo del tiempo. Las tendencias son el resultado de la interacción dinámica de numeros factores, en donde los más singulares y potentes pueden denominarse fuerzas directrices. No obstante, las tendencias son el resultado de esta combinación del histórico sobre una sociedad y un sistema biofísico cambiante. Es en esa situación real en la que puede plantearse o no un modelo de desarrollo sostenible. Aunque conviene recordar una y otra vez, como nos muestra la experiencia, que modificar la realidad no es sencillo ni evidente.

En 1999, el *National Research Council's Board on Sustainable Development* de los Estados Unidos, en el marco de la investigación sobre un propuesta de proceso transicional al desarrollo sostenible, ha realizado una profunda revisión de las mayores tendencias históricas que pueden afectar de forma significativa a las previsiones de desarrollo sostenible para el próximo medio siglo (NRC, 1999). Esas tendencias mayores han sido completadas posteriormente por Kates, el responsable del proyecto de 1999, definiendo (Kates & Parris, 2003) un conjunto de 10 grupos o clases en las que se incluyen 26 tendencias de largo plazo, tanto globales como regionales, que pueden hacer más difícil o más fácil, la propuesta de transición a la sostenibilidad. En las tablas 5.6 y 5.7 adjuntas sintetizamos los trabajos de estos autores, separando –por su interés– una primera en que se exponen las grandes clases en que se agrupan las tendencias (tabla 5.6), y la propia en que se exponen las tendencias (tabla 5.7).

Clase	Comentario
Paz y seguridad	Las guerras, los conflictos, el crimen y la corrupción son las mayores amenazas para una transición a la sostenibilidad: directamente destrozando vidas humanas, capital, infraestructuras y el medio ambiente
Población, migración y urbanización	El final de un crecimiento indefinido de la población podría establecer un techo máximo de las necesidades humanas. La población es una fuerza directriz mayor de emisiones e impactos que dañan al medio ambiente y de consumo de recursos
Riqueza/pobreza, bienestar y salud	Satisfacer las necesidades de una población mayor requiere el crecimiento de la riqueza (ingresos y bienestar) y su distribución de forma que se reduzcan el hambre y la pobreza
Producción, consumo y tecnología	Para muchos, la paradoja del desarrollo sostenible está en que para satisfacer las necesidades humanas se precisa de un crecimiento de la riqueza y la economía, y al tiempo la amenaza que supone para el planeta que esa riqueza sea consumida ³⁴³

³⁴³ Kates & Parris sugieren que no hay una definición generalizada de consumo, por lo que adoptan la realizada en 1977 por la Royal Society of London y la US National Academy of Sciences (citado en Kates & Parris, 2003) según la cual el consumo sería “la transformación humana de materiales y energía (a lo largo de la cadena de producción-consumo)... que hace los

Clase	Comentario
Globalización, gobernabilidad e Instituciones	La propia noción de sostenibilidad, que es un asunto de la humanidad y del planeta, tiene implícita y refleja un proceso de globalización o interconexión, formas de gobernabilidad emergentes y cambios en las instituciones y valores.
Cambio Ambiental Global (<i>superclase</i>)	Preservar los sistemas que soportan la vida en el planeta se hace cada vez más difícil por los rápidos y continuos cambios en los sistemas del aire, océanos, tierras y agua dulce. Esta superclase se subdivide en 5 clases: rápido cambio ambiental y problemas cambiantes; atmósfera; océanos; tierra; y agua dulce.

Tabla 5.6. Clases de tendencias de largo plazo para el desarrollo sostenible (elaboración propia a partir de Kates & Parris, 2003)

Clase	Tendencia	Comentarios a la tendencia
Paz y seguridad	Incremento de conflictos en la llamada Guerra Fría	Durante los últimos 50 años se ha producido un incremento en la incidencia de conflictos armados. En su pico en 1992, una tercera parte de los países del mundo tenían conflictos
	¿conflictividad en un punto de cambio de tendencia?	Hay señales que evidencian un retorno a un persistente –aunque menor– nivel de conflictos
Población, migración y urbanización	Crecimiento más lento y diferencial de la población	El crecimiento de la población ha decrecido del 2,2% en los sesenta al actual 1,2%. La población actual es de 6.300 millones. La última estimación media de las Naciones Unidas de población para 2050 es de 8.900 millones.
	Continúa la migración rural y la rápida expansión de las ciudades	En el 2007, por primera vez en la historia, habrá más gente viviendo y trabajando en las ciudades que en el campo. De aquí al 2030 habrá que acomodar en ciudades a más de 2.000 millones de personas
	Pulsaciones de la migración internacional	La migración internacional está creciendo solo ligeramente por encima del crecimiento de la población. En la actualidad hay 150 millones de personas que viven en países distintos del de su nacimiento.
Riqueza/pobreza, bienestar y salud	Crecimiento de la riqueza y persistencia de la pobreza	A pesar del crecimiento de la riqueza, el hambre y la pobreza siguen siendo extensivas: 1.200 millones de personas viven con < 1\$/día, y 2.800 millones (56% de población) con < 2\$/día
	Crecimiento de las desigualdades de ingresos	La desigualdad está creciendo entre los países y dentro de los países entre los sectores sociales
	Mejoras del bienestar y del igualitarismo humano	De acuerdo con el índice de desarrollo humano ha mejorado la esperanza de vida, el alfabetismo en adultos y la renta per capita.
	Mejora de la salud y cambio en el tipo de enfermedades	En los últimos 50 años la esperanza de vida ha pasado de los 46 a los 66 años. Pero se está dando un rebrote mundial de enfermedades infecciosas
Producción, consumo y tecnología	Crecimiento del consumo pero menor crecimiento en el valor de los productos	El crecimiento del consumo de materias es mayor que el de la población pero menor que el crecimiento real del valor del producto
	Cambio de productos y tecnologías	Es difícil ir más allá de los cambios tecnológicos de sustitución y eficiencia para abordar los cambios en la producción, la venta y la demanda de bienes.

materiales transformados o la energía menos disponibles para el uso futuro, o impacta negativamente en los sistemas biofísicos de forma que amenace la salud humana, el bienestar u otras cosas que la gente valora”.

Clase	Tendencia	Comentarios a la tendencia
Globalización, gobernabilidad e Instituciones	Interconexiones profundas y persistencia de la diversidad	Existen tendencias contradictorias, por una parte interconexión (movimiento personas, intercambio comercial) y por otra parte fuerte contracorriente contra cultura global
	Gobernabilidad más amplia	Emergencia y expansión de nuevas instituciones de gobernanza, corporaciones transnacionales y redes de instituciones no gubernamentales
	Valores cambiantes	Rápida transición generacional de los valores 'tradicionales' a los 'modernos', y de éstos a los 'postmodernos'
Cambio ambiental global (<i>superclase</i>)	Rápido cambio ambiental y problemas cambiantes	(véanse comentarios para cada una de las cuatro clases sectoriales que se exponen: atmósfera, océanos, tierras y aguas continentales)
Atmósfera	Decrecimiento e incremento de los contaminantes del aire	Crecimiento que empieza a declinar de emisiones de SO _x , pero incremento de otros (NO _x y compuestos orgánicos volátiles)
	Reducción pero estabilización del ozono estratosférico	La reducción de emisiones de CFC desde el tratado de 1987 puede estabilizar el agujero de ozono en las próximas dos décadas
	Incremento de las concentraciones de gases de efecto invernadero	Continúa el crecimiento de emisiones de CO ₂ . Incluso si se cumplen los compromisos de Kioto, las emisiones y el calentamiento seguirán creciendo
Océanos	Calentamiento de los océanos y degradación de las zonas costeras	El calentamiento de los océanos es el factor determinante de la subida del nivel del mar 10-20 cm en el último siglo. A principio de los noventa ya vivía el 44% de la población en una franja de 200 km de la línea de costa
	Decrecimiento de las pesquerías oceánicas	A pesar de los esfuerzos internacionales en este campo, las pesquerías están significativamente más sobreexplotadas hoy que hace 30 años
Tierras	Decrecimiento de los bosques tropicales y crecimiento de los templados y boreales	Los bosques tropicales se reducen entre 1990-2000 a razón de unas 14 millones de ha/año. Los bosques templados se están incrementando.
	Intensificación y expansión de las tierras cultivadas	Las tierras cultivadas se incrementan, en las economías menos desarrolladas se combinan técnicas agrícolas intensivas con agricultura de subsistencia
	Modificación de las praderas	Las praderas forman –biogeográficamente- el límite de los desiertos, aunque aún no se conoce bien su dinámica
	Decrecimiento de la diversidad biológica e incremento de las invasiones biológicas	Los ratios de extinción actuales de especies son dos a tres órdenes de magnitud superiores a los niveles biológicos prehumanos. La agricultura y el comercio facilitan las invasiones biológicas
Aguas continentales	Crecimiento de los recursos hídricos que se está debilitando	Tras décadas de crecimiento, los recursos hídricos per cápita alcanzan su máximo a mediados de los 80, punto desde el que están descendiendo
	Crecimiento regional y escasez local	El 70% de estos recursos se emplea en agricultura. La contaminación progresiva está limitando los recursos disponibles

Tabla 5.7. Tendencias de largo plazo respecto a la transición a la sostenibilidad (elaboración propia a partir de Kates & Parris, 2003)

De acuerdo con los autores, este conjunto de tendencias, consideradas por completo, pueden servir como lista de chequeo (*checklist*) para considerar las tendencias globales que afectan o impactan a los estudios de sostenibilidad de un ámbito dado (Kates & Parris, 2003). Los autores referidos señalan también que deben desarrollarse adaptaciones científicas locales de modo que las diferentes poblaciones locales puedan contribuir a modificar positivamente las tendencias que más les afectan.

5.6 EVALUACIÓN DEL DESARROLLO SOSTENIBLE

Cuando una sociedad adopta el concepto de sostenibilidad como un objetivo marco de desarrollo, los responsables de la toma de decisiones y otros agentes interesados necesitan estar informados de todos los impactos que pueden estar asociados a las iniciativas que proponen (Wilkinson *et al.*, 2004).

Hacking (2004) diferencia, respecto al enfoque de los instrumentos de evaluación, dos planteamientos: una forma menos estratégica, orientada o basada en la mejora del estado de los indicadores; y otra, más estratégica, orientada hacia metas y objetivos que forman de manera más clara parte del esquema del desarrollo sostenible. Entre las primeras se viene citando el instrumento de evaluación de impacto ambiental, en lo que algunos autores como el propio Hacking denominan ‘ELA tradicional’. En el segundo grupo se encuentran las tendencias más orientadas a la sostenibilidad, como son: los principios de Bellagio para evaluación de la sostenibilidad (Hardi & Zdan, 1997); la valoración estratégica de la sostenibilidad³⁴⁴ (Partidário & Moura, 2000); ciertas formas de evaluación ambiental estratégica (Noble, 2000); escenarios de desarrollo sostenible como *The Natural Step* (Robèrt, 2000); la evaluación de la sostenibilidad (*Sustainability Assessment*) en entornos locales (Devuyst, 1999) y de la IUCN’s (Guijt *et al.*, 2001); o la valoración de la sostenibilidad³⁴⁵ (*Sustainability Appraisal*) que es una forma del tipo de evaluación dirigida a objetivos, desarrollada en Gran Bretaña bajo los auspicios del *Department of the Environment, Transport and the Regions* (DETR) (George, 2001; Scrase & Sheate, 2002).

En nuestro estudio dentro de este apartado nos centraremos en las formas de evaluación que podemos considerar fronterizas con la evaluación de sostenibilidad, como son la evaluación de impacto integrada y la evaluación integrada/evaluación de impacto sobre la sostenibilidad, para después adentrarnos en las formas que consideramos más propias –y desarrolladas- de evaluación de la sostenibilidad, dentro

³⁴⁴ Hemos tratado la valoración estratégica de la sostenibilidad (VES) en el capítulo destinado a la evaluación ambiental estratégica. Esta herramienta de valoración se encuentra, desde el punto de vista metodológico, a caballo entre los instrumentos más característicos del grupo de evaluación ambiental estratégica y los nuevos instrumentos de valoración de la sostenibilidad. No en vano, el propio Partidário expone que la EAE siempre ha estado asociada con objetivos de sostenibilidad; por lo que cuando se ‘afila’ la orientación hacia la sostenibilidad de la EAE los autores están de acuerdo en que la EAE se convierte en una importante categoría de las evaluaciones dirigidas al desarrollo sostenible (DS).

del apartado que denominado ‘movimiento hacia una evaluación basada en la sostenibilidad’. Antes de estos puntos presentamos los principios de evaluación ambiental, con una aplicación práctica de los mismos, y revisamos de nuevo la relación entre evaluación ambiental y la evaluación de sostenibilidad. Finalmente concluimos el apartado repasando el estado de conjuntos de instrumentos que más se aproximan a lo que podríamos considerar un sistema de evaluación de sostenibilidad.

Principios de evaluación de la sostenibilidad y una aplicación práctica

En 1996, en la Conferencia de Bellagio, realizada por *International Institute for Sustainable Development (IISD)* se plantearon un conjunto de normas básicas que habrían de ser tenidas en cuenta para promover investigaciones y prácticas sobre la evaluación del desarrollo sostenible. Estas diez normas, que suponen la base para la evaluación de la sostenibilidad, se conocen como principios de Bellagio (Hardi & Zdan, 1997), y se exponen en la tabla 5.8 adjunta.

Principios	Propuestas operativas (la evaluación del progreso hacia el desarrollo sostenible debería)
1. Visión y metas	guiarse por una visión nítida del desarrollo sostenible y de las metas que definen esa visión
2. Perspectiva holística	incluir la revisión de todo el sistema así como la de cada una de sus partes
	considerar el buen funcionamiento de los subsistemas social, ecológico y económico, así como sus interacciones
	considerar ampliamente todas las consecuencias positivas y negativas de la actividad humana, en términos económicos y no económicos
3. Elementos esenciales	considerar la equidad y disparidad de la población entre generaciones presentes y futuras (uso de recursos, consumismo y pobreza, derechos humanos, accesos a los servicios, etc)
	considerar las condiciones ecológicas de las que depende la vida
	considerar el desarrollo económico y otros, actividades no lucrativas que contribuyen al bienestar personal y social
4. Perspectiva adecuada	adoptar un horizonte temporal lo suficientemente amplio como para abarcar las escalas de tiempo humana y de los ecosistemas que responda tanto a las necesidades de las generaciones futuras como a la toma de decisiones a corto plazo para las actuales generaciones
	definir un espacio de estudio lo suficientemente amplio para incluir no solamente los impactos locales sino también los de largo alcance para los seres humanos y los ecosistemas
	anticipar condiciones futuras a partir de condiciones del pasado y del presente: a dónde queremos ir y a dónde podemos ir

³⁴⁵ Sheate *et al.* (2005) definen valoración de sostenibilidad (*Sustainability Appraisal*) como “una forma de evaluación estratégica que integra los parámetros ambientales, sociales y económicos, comparada con EAE que trata principalmente con el medio ambiente”.

Principios	Propuestas operativas (la evaluación del progreso hacia el desarrollo sostenible debería)
5. Enfoque práctico	un marco organizado que vincule la visión y metas a los indicadores y criterios de evaluación
	número limitado de temas claves para análisis
	un número limitado de indicadores o combinaciones de indicadores que ofrezcan una señal clara de progreso
	medidas estandarizadas en todo lo posible para permitir comparativos
	comparar los valores de los indicadores con objetivos, valores de referencia, rangos, umbrales, o dirección de tendencias
6. Apertura (transparencia)	elaborar métodos y datos accesibles a todos
	explicitar los enjuiciamientos, las hipótesis que se asumen, y las incertidumbres en los datos e interpretaciones
7. Comunicación efectiva	estar diseñados para tener en cuenta las necesidades de la audiencia y el conjunto de usuarios
	encontrar modos de enlazar la toma de decisiones con las herramientas e indicadores
	procurar una estructura sencilla y lenguaje claro
8. Participación amplia	conseguir amplia representación de los puntos de vista, de grupos profesionales, técnicos y sociales, incluyendo jóvenes, mujeres e indígenas- para asegurar que se tienen presentes los valores de diversidad y cambio
	asegurar la participación de los agentes de decisión para asegurar un vínculo firme entre las políticas y la acción resultante
9. Evaluación continuada	desarrollar una capacidad para repetir mediciones a fin de determinar tendencias
	ser interactivos, adaptativos y responder al cambio y a la incertidumbre
	ajustar las metas, escenarios e indicadores según se incorporan novedades
	promover el desarrollo de aprendizaje colectivo y realimentación para la toma de decisiones
10. Capacidad institucional	asignar claramente las responsabilidades y procurar un soporte permanente en el proceso de toma de decisiones (gestión)
	proporcionar capacidad institucional para la obtención de datos, mantenimiento y documentación
	Apoyar el desarrollo de la capacidad de evaluación local

Tabla 5.8. Principios de Bellagio: hacia una evaluación de la sostenibilidad
(a partir de Hardi & Zdan, 1997)

Los principios de Bellagio le confieren una singular importancia al ámbito temporal y espacial desde el que deben contemplarse los progresos hacia el desarrollo sostenible, así “la evaluación del progreso hacia el desarrollo sostenible debe adoptar un horizonte temporal lo suficientemente amplio como para contemplar las escalas de tiempo humano y de los ecosistemas de forma que responda tanto a las necesidades de las futuras generaciones como a los habituales requerimientos de toma de decisiones de corto plazo; y definir un espacio de estudio lo suficientemente amplio como para incluir no solamente los elementos locales sino también los impactos sobre las personas y ecosistemas a larga distancia” (Hardi & Zdan, 1997).

Los principios de sostenibilidad también han sido tratados por otros autores como Lawrence (1997) cuyas propuestas son similares, aunque incluye dos principios más: el de precaución y el principio de quien contamina paga. Hoy en día podemos considerar que el conjunto de los principios presentados (10+2), o principios de Bellagio y Lawrence constituyen una importante base de referencia metodológica para el análisis de evaluación de la sostenibilidad, y que como hemos visto ya ha recibido atención por parte de diversos autores. Devuyst (1999) señala que los principios de Bellagio deben emplearse necesariamente si quiere desarrollarse una metodología de evaluación de sostenibilidad. Piper (2002) y Álvarez-Campana (2003b), como hemos visto más arriba, los han empleado a la hora de contrastar la capacidad potencial de diferentes instrumentos (EIAc y EIA, respectivamente) para responder a los nuevos requerimientos del desarrollo sostenible.

A partir de los principios de Bellagio se propone una configuración de lo que vamos a denominar 'perfil de sostenibilidad de Bellagio'. Este perfil representa de forma gráfica, aunque dispone también de su correlato numérico, la proximidad de un instrumento de evaluación dado respecto a los diez principios de Bellagio y por tanto respecto a los veintinueve principios operativos en que, en total, se descomponen los principios de Bellagio. Cada uno de los veintinueve principios operativos se va comparando con la parte correspondiente del instrumento analizado, atribuyendo una escala de adecuación. En nuestro caso, para la propuesta que presentamos, se establece una escala sencilla desde 0 hasta 3, con las siguientes correspondencias cualitativas: 0) nada; 1) débil o escaso; 2) moderado o aceptable; y 3) bueno o satisfactorio. Para valorar cada uno de los subprincipios o principios operativos se ha admitido también el empleo de valores intermedios entre estos cuatro. Este es un sencillo método cualitativo, como se ha utilizado en la evaluación de la sostenibilidad de la evaluación de efectos acumulativos (Piper, 2002), o en la evaluación de impacto ambiental como instrumento para la sostenibilidad local (Álvarez-Campana, 2003b). Pero en este caso se procuran dos cuestiones específicas: en primer lugar otorgar valor a todos los principios y subprincipios, y en segundo lugar aportar una dimensión gráfica, ya que entendemos que puede tener un impacto mayor a la hora de visualizar la cuestión clave que pretendemos, esto es, la adecuación de los distintos instrumentos de evaluación

ambiental a los requerimientos de evaluación del desarrollo sostenible. En este caso, en la figura 5.7 presentamos un avance provisional del resultado del ‘perfil de sostenibilidad de Bellagio’ para tres instrumentos fundamentales de la evaluación ambiental: el procedimiento NEPA (o procedimiento EIA de la escuela norteamericana), y la evaluación de impacto ambiental (EIA) y evaluación ambiental estratégica (EAE), en ambos casos en referencia con lo que hemos dado en denominar la escuela europea de evaluación ambiental.

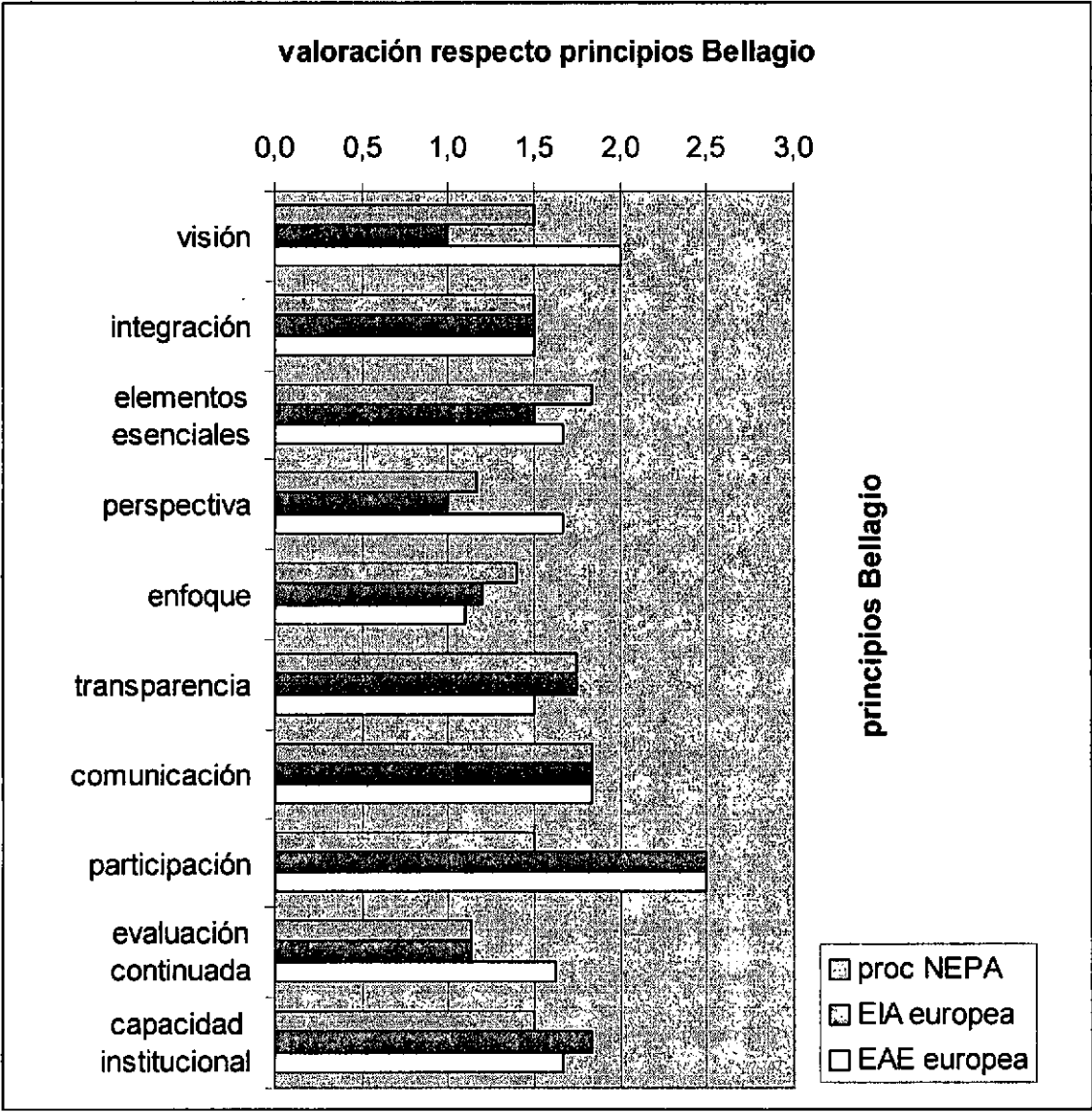


Figura 5.7 Perfil de sostenibilidad de Bellagio para tres instrumentos de evaluación ambiental (elaboración propia)

El perfil de sostenibilidad que presentamos puede tener, a nuestro juicio, tres funciones. En primer lugar permite comparar un instrumento cualquiera (real o teórico) con los requerimientos de Bellagio, para confirmar de forma absoluta la

adecuación de tal instrumento a los principios de evaluación del desarrollo sostenible. En segundo lugar permite comparar, para un mismo instrumento, la metodología (o marco teórico operativo) del instrumento, con la práctica real, encontrando de esta manera la pérdida de capacidad para informar la sostenibilidad que tiene la práctica de este instrumento. En tercer lugar, como presentamos en la figura 5.7 adjunta, el perfil de sostenibilidad puede utilizarse para intercomparar un conjunto de instrumentos. El resultado de esta intercomparación muestra que los tres instrumentos no están cerca de poder considerarse como instrumentos adecuados para evaluación de sostenibilidad. En particular la EIA y EAE de la escuela europea, aunque muestran un claro avance respecto al procedimiento NEPA en cuestiones como la participación y la capacidad institucional, siguen teniendo importantes carencias en distintos apartados, especialmente en la integración, el enfoque y la evaluación continuada. La distancia que existe entre los instrumentos de evaluación como el procedimiento NEPA y la EIA europea en relación con los principios de Bellagio puede explicarse si tenemos en cuenta que son instrumentos previos incluso a la formulación del desarrollo sostenible del informe Brundtland. No así en el caso de la EAE europea, cuya directiva o referencia normativa es del año 2001, ya claramente dentro del campo de influencia de las nuevas políticas hacia el desarrollo sostenible. Algo que nos indica, como hemos venido viendo, que los instrumentos de evaluación ambiental, aún dentro de un potencial integrador –parcialmente- de los requerimientos para evaluación de la sostenibilidad, no llegan a ser suficientes para la misma.

Sin embargo, desde ámbitos metodológicos avanzados como el canadiense, se está avanzando en la línea metodológica de extender la función de la evaluación ambiental hacia el desarrollo sostenible mediante la extensión de las funciones y métodos de estos instrumentos de evaluación. Así, Gibson *et al.* (2001) plantean una lista de cambios clave, que formulan como siete principios que debe incorporar la evaluación ambiental para tomar en cuenta los criterios de sostenibilidad: (1) integridad, de modo que en la construcción de las relaciones seres humanos-ecología se mantenga la integridad de los sistemas biofísicos a fin de mantener las funciones irremplazables que dan soporte a la vida y de las que depende el bienestar; (2) suficiencia y oportunidades, para asegurar que todos tienen suficiente para una vida decente y que todos tienen oportunidades para mejorar de una forma que no comprometa las posibilidades de las generaciones

futuras para la suficiencia y oportunidades; (3) equidad, para asegurar que la suficiencia y la efectiva elección de cada uno se llevan a cabo de forma que se reduzcan las peligrosas diferencias de suficiencia y oportunidades (y de salud, seguridad, reconocimiento social, influencia política, etc) entre los ricos y los pobres; (4) eficiencia, para reducir la demanda total de materiales y energía y otras presiones sobre los sistemas socio-ecológicos; (5) democracia y sociedad civil que permitan nuestra capacidad para aplicar los principios de la sostenibilidad a través de un conjunto mejor informado y mejor integrado de la administración, los mercados, las costumbres y prácticas de decisión personal; (6) precaución, respecto a la incertidumbre, evitando incluso los riesgos poco conocidos de daños serios o irreversibles en los fundamentos de la sostenibilidad, diseño para lo que pueda aparecer y gestión para la adaptación; (7) integración inmediata y a largo plazo de todos los principios de sostenibilidad a la vez, buscando beneficios que se apoyen mutuamente. Estos siete principios constituyen las bases que, de acuerdo con Gibson *et al.* (2001) deberían tenerse presentes a la hora de diseñar e implementar la evaluación ambiental orientada al desarrollo sostenible.

Evaluación ambiental y evaluación de la sostenibilidad

En los capítulos correspondientes a la evaluación de impacto ambiental (capítulo 3) y a la evaluación ambiental estratégica (capítulo 4) hemos expuesto en detalle y discutido el papel de cada instrumento dentro de la tendencia normativa, metodológica y contextual por el desarrollo sostenible. Por su interés en relación con el tema central que nos ocupa, repasamos en este punto los elementos más destacables de cada uno de estos instrumentos primarios (evaluación de impacto ambiental y evaluación ambiental estratégica) en relación con la propuesta de desarrollo sostenible.

Respecto a la ELA podemos destacar que se trata de un instrumento que ha resultado de la evolución metodológica a partir del procedimiento NEPA norteamericano. A pesar de que este instrumento resultaba muy avanzado para su tiempo, la evaluación de impacto ambiental actualmente sólo reproduce parte de la potencialidad que tendría el procedimiento NEPA ante lo que llamaríamos los requerimientos del desarrollo sostenible. Aunque, como hemos visto, no es fácil determinar cuáles son de forma concreta estos requerimientos, podemos plantear que, como mínimo, deben responder a tres categorías de cuestiones. En primer lugar deben

responder (de forma individual o conjunta, en el caso de tratarse de un sistema de instrumentos) a las cualidades de integración (de todos los elementos del medio ambiente, tanto el sistema ambiental como el socioeconómico), de integralidad (en el sentido de abarcar todos los niveles de la fase de ejecución del ciclo político, desde las políticas hasta los proyectos), y de sostenibilidad. Este último criterio se relaciona especialmente con los denominados principios de Bellagio, para la evaluación del desarrollo sostenible. Después de los análisis realizados podemos concluir que estos principios constituyen hoy por hoy un esquema razonable de la respuesta que puede esperarse de un instrumento que pretenda evaluar en el contexto del desarrollo sostenible. Así, cuando analizamos el papel de la EIA respecto a las cuestiones que hemos mencionado, tenemos que concluir que hoy por hoy la EIA tal y como se concibe y se practica en el espacio que denominamos 'escuela europea' es un instrumento interesante para la función de servir como instrumento de protección ambiental, y es también un instrumento muy interesante porque tiene una presencia internacional indudable. Pero, no obstante lo expuesto, no constituye, en nuestra opinión, un instrumento capaz de informar satisfactoriamente la propuesta de transición hacia el desarrollo sostenible, ni siquiera para el nivel de proyecto.

Respecto a la evaluación ambiental estratégica (EAE) y su relación con el desarrollo sostenible, y basándonos fundamentalmente en la metodología que consideramos la 'escuela europea' de EAE, podemos afirmar que no constituye tampoco un instrumento suficiente para informar –a través del proceso de evaluación– la transición hacia el desarrollo sostenible. Y esto por los siguientes motivos: respecto a la integración observamos que la EAE no incluye satisfactoriamente las tres dimensiones del desarrollo sostenible; respecto a la integralidad observamos que la EAE tampoco cubre todo el espacio 'estratégico' del ciclo de decisión, sino que se limita al nivel de planes y programas, lo que algunos autores han definido como nivel 'programático'; y finalmente respecto a su contraste para la sostenibilidad, como hemos observado en el 'perfil de sostenibilidad de Bellagio' aunque la EAE representa avances respecto al procedimiento NEPA y, especialmente, respecto a la EIA, no supera la zona media del perfil de sostenibilidad de Bellagio.

Finalmente, y en relación con los instrumentos primarios de evaluación ambiental, la EIA y la EAE, cabría preguntarse si utilizados de forma conjunta podrían satisfacer

mejor los requisitos de sostenibilidad. A este respecto podemos avanzar que dado que cada instrumento tiene –por sí mismo– significativas limitaciones en su perfil de sostenibilidad, a pesar de que su uso conjunto permitiría ampliar el espacio del ciclo político netamente desde el nivel de proyecto hasta el nivel de planes, quedaría pendiente el problema ‘interno’ de cada instrumento para informar y conformar un instrumento adecuado de evaluación de la sostenibilidad. No obstante queremos resaltar, como veremos más adelante, que la propuesta que se realiza en este documento de un sistema de evaluación de sostenibilidad no deja de lado –como razonablemente no podía ser de otra forma– los instrumentos de evaluación existentes. Unos instrumentos que tienen una dilatada trayectoria y una práctica, a pesar de sus limitaciones, bien contrastada. Estos dos instrumentos son, con mucho, los instrumentos de políticas ambientales preventivas más utilizados, estructurados, conocidos y debatidos.

Ahora bien, durante los últimos años, debido a un intenso proceso de deriva y dispersión metodológica, hemos asistido a la aparición de otras figuras de menor entidad y difusión como: la evaluación de triple línea base (*triple bottom-line assessment*), la evaluación integrada (*integrated assessment*), o la evaluación de la sostenibilidad (*sustainability assessment*). Estas dos últimas, como las más importantes, se tratarán en este documento a través de la aproximación de evaluación integrada/evaluación de impacto sobre la sostenibilidad y de la evaluación de sostenibilidad (ES).

La proliferación de términos referidos a los instrumentos de evaluación representa una preocupación y un problema delicado. Hasta el momento ha sido oportuno utilizar el término ‘evaluación ambiental’ para tratar, como se ha expuesto en el capítulo 2, de forma conjunta los instrumentos originales de la evaluación de impacto ambiental y evaluación estratégica. En este punto, y aunque –como estamos viendo– diversos autores emplean el término de ‘evaluación de impacto’ para nuevas figuras, incluso del nivel estratégico, como es el caso de la nueva figura de evaluación de impacto integrada (*integrated impact assessment*) que emplea desde 2002 la Comisión Europea para denominar el procedimiento de evaluación de efectos económicos, sociales y ambientales de las propuestas más importantes de la Comisión, parece razonable separarse del término ‘impacto’ por dos razones: en primer lugar porque está asociada en gran medida al nivel de evaluación de proyecto (a través de la figura más conocida,

como es la evaluación de impacto ambiental), y en segundo lugar porque el término impacto está vinculado a una forma de evaluación que no está orientada a los objetivos (esto es, no toma objetivos o metas como indicadores de referencia), sino al valor de los indicadores de estado (calidad ambiental o estructura económica y social). Algo, en este segundo caso, que le aleja de los presupuestos de orientación hacia el desarrollo sostenible, como plantea Hacking (2004). En este sentido, vamos a procurar centrar el término de referencia para los nuevos instrumentos, o para la nueva fase de instrumentos existentes, como instrumentos para evaluación de la sostenibilidad.

Tanto los instrumentos de evaluación previos a la explosión de la preocupación por el nuevo concepto de desarrollo sostenible, como los formados durante la misma o específicamente después, están empeñados –de una forma u otra– en reorientar los procesos de planificación y de toma de decisiones hacia el desarrollo sostenible (DS). El conjunto de estos instrumentos puede agruparse bajo la denominación de “tipos de evaluación dirigidas al desarrollo sostenible” (*SD-directed assessment types*). Según Hacking (2004) diversos investigadores han explorado uno o más de esos tipos de evaluaciones dirigidas al DS, sin embargo “en la mayor parte de los casos se han centrado en desarrollar sus propias interpretaciones y definiciones más que en reconciliar y clarificar lo que otros ya habían propuesto”, resultando de esta manera términos poco definidos, confusos e incluso contradictorios. Ante esta dispersión terminológica, Hacking deja de lado los planteamientos semánticos y trata de definir una esqueleto conceptual en el que puedan situarse (en virtud de sus características y no de su nombre) las diferentes evaluaciones dirigidas al DS. Para ello plantea un esquema de referencia tridimensional en tres ejes ortogonales: el primero representa la comprensibilidad o extensión con que se abordan los temas (desde un enfoque centrado en el medio ambiente como medio biofísico hasta el enfoque característico de la sostenibilidad); el segundo de los ejes representa la dimensión estratégica, esto es el enfoque y ámbito (desde la limitación de proyecto hasta los objetivos estratégicos); y el tercer eje representa la integrabilidad o integración de las técnicas y de los temas (desde “separados” como término menor hasta el máximo nivel de combinados y comparados). Estos tres ejes y sus elementos constitutivos configuran lo que el autor denomina la “regla de la mano derecha” para evaluación de impacto. En las figuras 5.8 y 5.9 adjuntas pueden observarse desde el punto de vista esquemático los planteamientos de este autor.

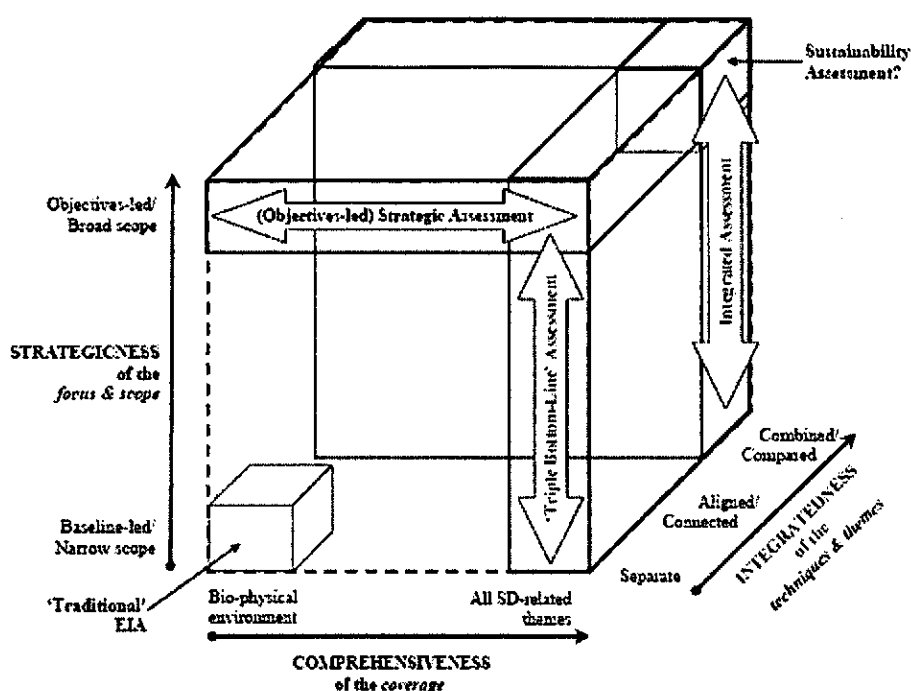


Figura 5.8 Espectro de las características de los instrumentos orientados al desarrollo sostenible dentro del proceso de evaluación (Hacking, 2004)

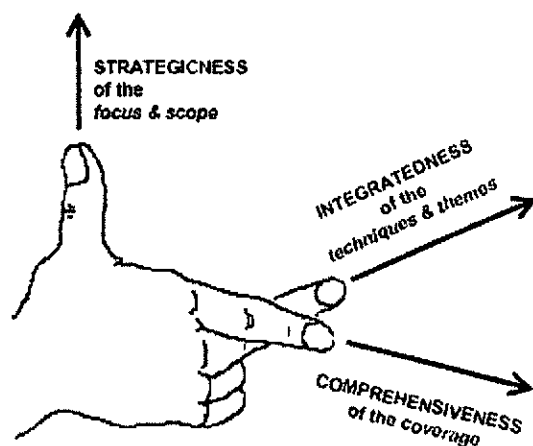


Figura 5.9 La 'regla de la mano derecha' para evaluación de impacto (Hacking, 2004)

El análisis planteado por Hacking permite, atendiendo a los parámetros que identifica cada eje, situar espacialmente –y por tanto también conceptualmente- los distintos instrumentos de evaluación existentes o propuestos, posibilitando, como afirma el autor “la comparación sobre la base de lo sustancial más que de la semántica”. De esta forma, y como continuación de lo que se ha anticipado, vemos que el primer eje de la “regla de la mano derecha” de Hacking está destinado a ubicar el alcance temático o comprehensividad de un instrumento de evaluación. Esto es, si la evaluación se realiza considerando sólo el medio biofísico (en el concepto más restringido de medio ambiente) o si tiene en cuenta los tres factores clásicos de las

propuestas de sostenibilidad (económico, social y ambiental). Respecto a este eje, el autor sitúa la EIA tradicional en el rango inferior (medio biofísico), la evaluación estratégica a lo largo de todo el rango, y el resto de los instrumentos en la parte final del rango (tres factores del DS). De acuerdo con esto, existen cuatro formas de aproximarse hacia la sostenibilidad: extendiendo EIA y EAE mediante la ampliación del término “medio ambiente”; usando más técnicas, como la evaluación de impacto social (EISo) y la evaluación de impacto sobre la salud (EISa), en paralelo; añadiendo o combinando técnicas y términos, o desarrollando nuevas técnicas y términos, como evaluación de impacto integrada (EII) o evaluación de impacto sobre la sostenibilidad (EISos).

El segundo eje de la propuesta de Hacking se refiere a la integración o integrabilidad de las técnicas y de los temas. En el texto de referencia el autor desarrolla los procesos de integración de estas dos variables, obteniendo tres niveles de integración, que serían de menor a mayor: separado; alineado/conectado; combinado/comparado. Dentro de esta gradación, ubica la EIA tradicional en el rango de separado, la evaluación estratégica y la evaluación de triple línea base a lo largo de todo este espectro, y la evaluación integrada y la evaluación de sostenibilidad en el grado más elevado: combinado/comparado.

Finalmente, el tercer eje representa el carácter estratégico, tanto del enfoque como de la amplitud de planteamientos. Distingue el carácter estratégico en tanto se encuentra fundamentalmente orientado hacia objetivos, mientras que el carácter menos estratégico está vinculado a la referencia no a objetivos sino al estado (referido a un indicador). La figura 5.10 adjunta es ilustrativa de este planteamiento.

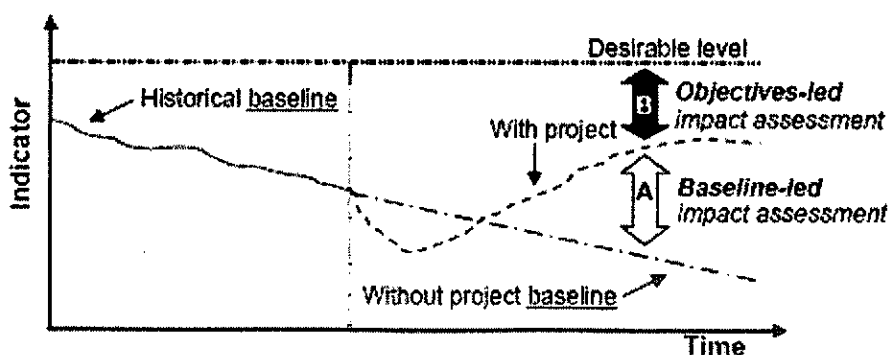


Fig. 5.10 Ilustración de la evaluación referida a línea base respecto a la referida a objetivos (Hacking, 2004, adaptado de Wathern, 1998 in UNEP, 2003)

En cuanto a la distribución de los instrumentos de evaluación, el autor sitúa la EIA tradicional en el nivel menos estratégico, la evaluación de triple línea de base y la evaluación integrada a lo largo de todo el rango, y la evaluación estratégica y la evaluación de sostenibilidad en el rango mayor.

Como se observa, el esquema planteado por Hacking posee una gran fuerza plástica y analítica por lo que es de suponer que llegue a tener una razonable presencia en el campo de la literatura de los instrumentos de evaluación de la sostenibilidad, razón por la que nos hemos detenido en algunos de los elementos básicos de la propuesta, a pesar de que no podamos compartir plenamente la misma³⁴⁶.

Como ha podido comprobarse hasta el momento, la mayor parte de los autores vinculan de forma directa el carácter estratégico de los instrumentos de evaluación con su potencial para informar (orientarse) el desarrollo sostenible. Autores como Bisset (1996) o Noble (2000) plantean que uno de los aspectos más destacados de la evaluación del nivel estratégico es que puede emplearse de forma proactiva para identificar las mejores alternativas más que realizar un ‘ajuste fino’ de una alternativa particular. La segunda parte de la afirmación no deja de ser una velada crítica a las limitadas aspiraciones y realizaciones de las evaluaciones de impacto de carácter no estratégico o ‘EIA tradicionales’ de acuerdo con Hacking (2004). Sin embargo, en este trabajo planteamos y reivindicamos, de alguna forma, la importancia que tienen también los niveles no estratégicos del ciclo de decisión para materializar las tendencias y exigencias que plantea el reto operativo del desarrollo sostenible. Nadie ha planteado ninguna duda sobre el valor y la importancia de los niveles estratégicos para orientar las propuestas hacia el escenario de desarrollo sostenible. Pero es absolutamente necesario que estos niveles más estratégicos, especialmente leyes, políticas y planes, vengan apoyados por un esquema operativo del nivel táctico –su nivel práctico y concreto de materialización– que también pueda responder a los requerimientos del desarrollo

³⁴⁶ Si bien consideramos el valor de la propuesta como escenario para clarificar diversos aspectos semánticos y metodológicos de los instrumentos de evaluación orientados hacia la sostenibilidad, también debemos exponer –en nuestra opinión– varios puntos críticos respecto a la propuesta: 1) el enfoque no diferencia, para cada instrumento, las bases metodológicas teóricas de la realidad de su práctica; 2) no tiene presente las variaciones geográficas que se observan para un mismo instrumento; 3) no tiene en cuenta un carácter fundamental de los instrumentos, como es el hecho de que estén formalizados o no, o que estén normativizados o no; 4) trata de igual forma a instrumentos de larga tradición y experiencia como instrumentos apenas sólo propuestos en la literatura; 5) incluye en dos (carácter estratégico y la integración) de los ejes no una sola variable, sino dos, lo que resta precisión analítica a la propuesta. Como se observa en la figura 5.8, los cinco instrumentos que analiza (EIA tradicional, evaluación estratégica, evaluación de triple línea base, evaluación integrada y evaluación de la sostenibilidad) ocupan posiciones extremas de los ejes (combinando dos o tres) por lo que la mayor parte del espacio conceptual definido aparece vacío, de lo que también puede inferirse que tal vez la propuesta de esquema no resulta del todo adecuada para sus propósitos.

sostenible. Por esta razón, que parece evidente, hemos desarrollado dos apartados diferenciados y distintos entre el marco estratégico del desarrollo sostenible, y el marco táctico del desarrollo sostenible. Como veremos más adelante, mientras que el nivel estratégico cuenta con diversos instrumentos de evaluación orientados al desarrollo sostenible, el nivel táctico (proyectos y actividades) ha quedado algo descuidado.

Evaluación de impacto integrada, evaluación integrada/impacto sobre sostenibilidad

Como se ha venido exponiendo, desde principios de este siglo XXI hay una importante corriente de aproximación desde la evaluación de impacto o la evaluación ambiental, en general, hacia posiciones próximas a los postulados del desarrollo sostenible. Como veremos, estos instrumentos se corresponden con distintos esfuerzos vinculados a la técnica de evaluación de impacto extendida hacia otros campos, o derivaciones desde la evaluación ambiental estratégica hacia la sostenibilidad, pero teniendo siempre presente la necesidad de avanzar en el proceso de integración de la triple dimensión del desarrollo sostenible (económica, social y ambiental). Estas herramientas, no excesivamente definidas, sufren los rápidos cambios de terminologías y tendencias sin llegar casi a consolidarse en la literatura científica.

La evaluación de impacto integrada para el desarrollo sostenible (*Integrated Impact Assessment for Sustainable Development*) (Bond *et al.*, 2000; Bond *et al.*, 2001) resulta del esfuerzo por extender la evaluación de impacto ambiental hacia las dimensiones económicas y sociales, pero no sólo del esfuerzo por llegar a esas otras dimensiones, sino también por alcanzar un procedimiento razonable y práctico que derive en una integración efectiva³⁴⁷ de la triple dimensión. Sin embargo no parece sencillo llevar a cabo estos procesos de integración, hasta el punto de que Bond *et al.* (2000), tras afirmar que la evaluación integrada se encuentra todavía “en la infancia”, señalan que para resolver el problema de la integración no proponen una metodología estandarizada y sencilla de aplicación universal, sino que se decantan por modelos más flexibles, adaptados a la naturaleza de las actuaciones propuestas y del correspondiente

³⁴⁷ Bond *et al.* (2000) destacan la existencia de dos posiciones extremas en la aproximación de la evaluación integrada. Una posición de integración ‘débil’ donde le corresponde al decisor el considerar e integrar las diferentes evaluaciones de aspectos económicos, ambientales y sociales, y una posición de integración ‘fuerte’ en la que el decisor recibe ya una evaluación integrada.

estadio del ciclo político. Unas afirmaciones que recuerdan el debate que ya expusimos entre los partidarios de una evaluación ambiental estratégica formalizada frente a una evaluación ambiental estratégica no formalizada o postmoderna, según Fischer (2003). A pesar de lo expuesto, Bond *et al.* (2000) reconocen que es necesaria una aproximación ‘paso a paso’ para mejorar los procedimientos de evaluación de impacto, para lo que proponen seis pasos: (1) determinar el enfoque más apropiado para la evaluación de impacto según la naturaleza de la acción propuesta y el estadio que representa del proceso de planificación; (2) planificar desde el principio la contribución específica y las interrelaciones que se esperan de los diferentes inputs correspondientes a cada disciplina; (3) planificar el proceso de consultas y participación de los diferentes agentes; (4) desarrollar formas efectivas de presentar los temas de la evaluación y los resultados a los agentes, el público y los responsables de la toma de decisiones; (5) extender el proceso de evaluación de impacto para que, una vez aprobada la propuesta, se monitoricen, evalúen y gestionen como una parte de un ‘sistema de gestión de la evaluación de impacto’; y (6) la técnica de evaluación de impacto requeriría ser considerada cuidadosamente, valorando su eficacia mediante equipos multidisciplinarios, y tratando de perfeccionar su práctica con el apoyo de guías técnicas, aprendizaje y fortalecimiento institucional.

Sin embargo, el esfuerzo de integración desde la evaluación de impacto de las tres dimensiones del desarrollo sostenible no siempre está relacionado expresamente con el escenario de sostenibilidad. Así, autores como Brouwer & van Ek (2004) analizan las posibilidades de combinar e integrar los procedimientos de evaluación de impacto social, económico y ambiental para apoyar la toma de decisiones en el contexto de diversas políticas hidráulicas en Holanda, esto es, trabajando como un procedimiento de apoyo a la toma de decisión de políticas ambientales.

Otras propuestas de evaluación integrada suprimen ya el término ‘impacto’, como la ‘evaluación integrada para la sostenibilidad’ (*Integrated assessment for sustainability*) (Ravetz, 2000), o simplifican aún más utilizando la denominación ‘evaluación integrada’ (*Integrated assessment*) (Abaza & Hamwey, 2001). En ambos casos, ya sea para procurar un escenario multidisciplinar y multisectorial de valoración de la sostenibilidad en

ciudades y regiones³⁴⁸ como es el primer caso, o para estudiar las políticas comerciales como en el segundo caso, los métodos están dominados por la necesidad de integrar las tres dimensiones características de la sostenibilidad desde una raíz metodológica próxima a la evaluación ambiental estratégica. Por otra parte, y como se ha señalado en el capítulo de evaluación ambiental estratégica, existe una corriente de investigación y práctica que se aproxima especialmente desde la EAE hacia la llamada evaluación integrada (EI)/evaluación de impacto sobre la sostenibilidad (EISos) (*integrated assessments (IAs)/sustainability impact assessments (SIAs)*). La metodología de estos instrumentos responde básicamente a la de los instrumentos evaluativos, como puede ser la evaluación ambiental, en donde encontramos cuatro pasos básicos: determinar qué tipos de PPP deben ser objeto de evaluación y con qué alcance; establecer los términos de referencia para la evaluación; realizar la evaluación preliminar y detallada; y seguimiento y evaluación *ex post*. Están descritos y se han aplicado (Rotmans, 1998; Bond *et al.*, 2001; Lee & Kirkpatrick, 2001; Caratti *et al.*, 2004) diversos métodos operativos de la EI/EISo, un procedimiento que responde a una estructura muy adaptativa y apenas formalizada³⁴⁹. Hay un uso creciente de la EI/EISos como un método de evaluación de impacto de la formulación de las políticas y planificación para promover el desarrollo sostenible (Lee, 2006). De hecho Lee (2006) viene a proponer para la EI/EISo un marco de evaluación común, o metodología base común que vincularía los siguientes componentes: un contexto de planificación en el que va a realizarse la evaluación; el proceso mediante el cual se va a realizar la evaluación; y unos métodos, técnicos y participativos, mediante los cuales van a evaluarse los impactos.

Sin embargo, como ya se ha avanzado en los capítulos de evaluación ambiental y de evaluación ambiental estratégica, la evaluación integrada y la evaluación de impacto de la sostenibilidad (EISo) tal y como vienen considerándose no representarían un salto cualitativo destacable en la dirección de la evaluación del desarrollo sostenible, sino que debe entenderse como uno de los últimos intentos, desde los instrumentos tradicionales de evaluación ambiental, por dar respuesta a las solicitudes del desarrollo sostenible.

³⁴⁸ Ravetz (2000) propone un escenario que ayuda a relacionar los factores ambientales, económicos y sociales mediante una aplicación práctica que denomina 'método integrado de evaluación de ciudades sostenibles', y que constituye un escenario de un sistema de contabilidad de todo el metabolismo ambiental de una ciudad o región.

³⁴⁹ Como se ha visto en el capítulo 4 en donde se trata la evaluación integrada, la propuesta de EI/EISo es muy próxima conceptual y operativamente al modelo de evaluación estratégica débilmente formalizado, al que se han agregado algunas

Movimiento hacia una evaluación basada en la sostenibilidad

Como venimos viendo, en los últimos años asistimos a un movimiento científico preocupado por definir fórmulas para la evaluación basadas en la sostenibilidad. En apartados anteriores acabamos de exponer las direcciones más importantes de investigación metodológica y de aplicación práctica que se están siguiendo. A pesar de que no es sencillo establecer una frontera entre los instrumentos de evaluación tradicionales y los nuevos cuando se trata de hablar de evaluación del desarrollo sostenible, podemos considerar que la línea más inclusiva y más orientada a la sostenibilidad está representada por los investigadores que están trabajando en la evaluación del desarrollo sostenible, tanto a partir de aproximaciones desde la evaluación ambiental (*sustainability-based environmental assessment*) pero especialmente quienes trabajan desde fórmulas que no se apoyan exclusivamente en la evaluación ambiental, como es la evaluación de sostenibilidad (*Sustainability Assessment*).

Devuyt (1999) propone el término ‘Evaluación de Sostenibilidad’ (*Sustainability Assessment*) y lo define como “un proceso formal de identificación, predicción y evaluación de los impactos potenciales de una iniciativa (como legislación, regulación, política, plan, programa o proyecto) y sus alternativas sobre el desarrollo sostenible de la sociedad. El proceso incluye la elaboración de un informe con los resultados de la evaluación de sostenibilidad de forma que mejore el proceso de toma de decisiones públicamente responsable”. De acuerdo con el autor, la integración de las cuestiones relativas al desarrollo económico, social y ambiental es una de las prioridades del desarrollo sostenible y, como tal, debería reflejarse en los estudios y métodos de la evaluación de sostenibilidad. La relación entre la evaluación de impacto ambiental, la evaluación ambiental estratégica y la evaluación de sostenibilidad se muestra en la tabla 5.9 adjunta.

	EIA	EAE	Evaluación de Sostenibilidad
objeto de evaluación	Proyectos con impactos ambientales potencialmente significativos	políticas, planes y programas con impactos ambientales potencialmente significativos	iniciativas (como legislaciones, regulaciones, políticas, planes, programas y proyectos) con impactos sobre la sostenibilidad potencialmente significativos

consideraciones próximas a la sostenibilidad pero que, en nuestra opinión, no representa una novedad conceptual ni operativa en el sentido del desarrollo sostenible.

	EIA	EAE	Evaluación de Sostenibilidad
marco de referencia	políticas ambientales	políticas ambientales	políticas o visión sobre el desarrollo sostenible
alcance del estudio	Se examinan la mayor parte de los aspectos ambientales (como agua, aire, suelo, ruido y paisaje), y algunas veces las condiciones socioeconómicas del nivel local (entorno del proyecto)	el examen de los efectos ambientales (como agua, aire, suelo, ruido y paisaje) se complementa a menudo con el estudio de los aspectos socioeconómicos al nivel regional, nacional o internacional (dependiendo de la amplitud del área que cubra la política, el plan o programa)	los problemas de sostenibilidad necesitan examinarse a su nivel apropiado (local, regional, nacional o internacional). Esto incluye, por ejemplo, el uso de recursos no renovables, la aplicación de los principios de precaución y reversibilidad, el enfoque en efectos de largo plazo, la influencia del cambio climático, aspectos de equidad en la sociedad y entre los países del Norte y Sur, formación y oportunidades de empleo para poblaciones locales
Uso por parte de los gobiernos	establecido en la mayoría de los gobiernos nacionales y regionales	establecido en unos pocos gobiernos nacionales o regionales, en experiencia por muchos gobiernos	introducida en unos pocos gobiernos locales de forma experimental
metodología para predecir los impactos	existen un amplio rango de métodos para la predicción cuantitativa de impactos	a causa de la naturaleza difusa de la mayoría de las propuestas políticas y de planificación la predicción de impactos es a menudo de tipo cualitativo	los métodos para predecir los impactos sobre la sostenibilidad necesitan de investigaciones, donde los esfuerzos deben realizarse para usar conjuntos de indicadores de sostenibilidad para predecir cómo las iniciativas afectarán a la sostenibilidad de la sociedad

Tabla 5.9 Diferencias principales entre EIA, EAE y Evaluación de Sostenibilidad (Devuyt, 1999)

La tabla que se presenta reproduce de forma muy ajustada el estado general, en el escenario mundial, de los dos instrumentos principales de la evaluación ambiental y de la evaluación de sostenibilidad. Como se aprecia, la evaluación de sostenibilidad es más una propuesta emergente que una realidad práctica, puesto que apenas se han hecho algunos avances en este sentido más que en el nivel local en ámbitos con la Agenda 21 local bien consolidada (especialmente algunas ciudades canadienses y en particular Ottawa). No obstante, debe señalarse que las atribuciones que se hacen en la tabla para la EIA y para la EAE corresponden al estado general de su práctica, y no tan estrechamente a sus metodologías que, como hemos visto, pueden llegar a tener dimensiones que superan el campo ambiental (en sentido estricto) y por tanto resultar

más aproximadas al ámbito del desarrollo sostenible (ej. principios teóricos del procedimiento NEPA).

Devuyt, que representa una importante referencia en materia de evaluación de sostenibilidad, plantea la necesidad de que se vayan introduciendo procesos³⁵⁰ de evaluación de sostenibilidad en los niveles locales, regionales, nacionales e internacionales, tanto respecto a las autoridades públicas como de las organizaciones privadas. Devuyt (1999) plantea que para desarrollar una metodología de evaluación de sostenibilidad deberían emplearse los principios de Bellagio para evaluación de la sostenibilidad que hemos expuesto con anterioridad. El autor ha trabajado en la definición de un marco metodológico para evaluación de sostenibilidad, denominado método ASSIPAC (*Assessing the Sustainability of Societal Initiatives and Proposing Agendas for Change*). El método establece dos niveles de evaluación de la sostenibilidad. Un nivel de estudio sencillo, donde se pretenden conocer los posibles conflictos de una propuesta dada respecto a las políticas para el desarrollo sostenible, que denomina ‘Control de Evaluación de Sostenibilidad’ (*Sustainability Assessment Check*) y cuya metodología responde a una lista de control de variables relacionadas con la sostenibilidad. El segundo nivel de evaluación del método ASSIPAC es el ‘Estudio de Evaluación de Sostenibilidad’ (*Sustainability Assessment Study*), en el que se realiza un análisis más profundo de la propuesta respecto a las metas, planes de acción, objetivos e indicadores de sostenibilidad. De esta forma, de lo más importante del estudio es fijar el estado de partida y los objetivos respecto a los que debe referirse la iniciativa y sus alternativas que van a ser evaluadas. Devuyt (1999) plantea que ambos tipos de evaluación de sostenibilidad pueden relacionarse, de manera que se realice el estudio de evaluación de sostenibilidad a partir de los resultados obtenidos en el control de evaluación de sostenibilidad. En ambos casos, el autor concede una importancia extraordinaria a la figura del ‘asesor’ quien prácticamente lidera todo el proceso. Este método de evaluación de sostenibilidad, muy poco usado, se ha venido centrando, de acuerdo con Devuyt, en una serie de limitadas experiencias en el ámbito local en Noruega (bajo un nombre distinto, en este caso ‘análisis de dirección’) y en Bélgica. En

³⁵⁰ Si bien Devuyt (1999, 2000) utiliza con cierta frecuencia en sus trabajos la expresión ‘sistema de Evaluación de Sostenibilidad’ (*Sustainability Assessment system*), lo emplea –en nuestra opinión– para referirse a un conjunto de procesos que pueden desarrollarse en distintos niveles, pero no como un conjunto articulado con unidad funcional de acuerdo a un planteamiento sistémico. Por esta razón hemos preferido no referirnos a esta expresión salvo cuando se refiera –como es el caso de la propuesta tentativa que se expone– expresamente a un Sistema de Evaluación de Sostenibilidad (SES).

posteriores trabajos (Devuyst, 2000; Devuyst & Hens, 2000), Devuyst viene analizando la importancia del proceso de evaluación de sostenibilidad en los ámbitos locales. Sus estudios le llevan a plantear una serie de propuestas convenientes para el desarrollo de sistemas de evaluación de impacto³⁵¹ y cambios futuros en el nivel local: (1) los niveles municipales no suelen disponer de capacidad para hacer evaluación de impacto, por lo que se hace necesaria una ayuda exterior a los mismos; (2) es necesario un entrenamiento para la evaluación; (3) se necesitan procesos de evaluación que sean sencillos y flexibles; (4) se necesita un sistema de evaluación de impacto jerarquizado; (5) se necesitan aproximaciones integrativas; y (5) se necesita más investigación. Como vemos, las propuestas de Devuyst (2000), aunque orientadas hacia la evaluación de impactos en el ámbito local, bien pueden considerarse extensibles a las necesidades de evaluación de sostenibilidad tanto en el ámbito local como en ámbitos geográficos más amplios.

Además del método ASSIPAC propuesto por Devuyst como marco para evaluación de sostenibilidad, existen otros métodos que, junto con éste, configuran lo que Buselich (2002) denomina modelos emergentes para evaluación de la sostenibilidad. Estos métodos son: modelo DOTIS (Devuyst, 2000); modelo para Canadá propuesto por Gibson (Gibson *et al.*, 2001); proceso analítico estructurado para evaluación del progreso hacia la sostenibilidad (Guijt *et al.*, 2001); aproximación matricial para evaluación de sostenibilidad (Environmental Alliance, 2001); y contabilidad de costes completos (*Sustainability Assessment Model, SAM*) (Baxter *et al.*, 2002).

El modelo DOTIS (acrónimo holandés de ‘desarrollo sostenible en Tilburg, moderna ciudad industrial’) está propuesto por Devuyst (2000), y consiste en un conjunto de temas en forma de cuestionario usado para determinar si una política pública propuesta es consistente con la sostenibilidad. El método examina ocho áreas: desarrollo espacial, actividad económica, comportamiento ambiental de las familias, construcción, tráfico y transporte, gestión de residuos, gestión de la energía y gestión del agua. DOTIS representa una apuesta del autor por los métodos cualitativos frente a los métodos cuantitativos, ya que considera que los primeros están más acordes con su planteamiento según el cual la evaluación de sostenibilidad debería ser, en último

³⁵¹ Devuyst se refiere a tres entidades distintas de instrumentos de evaluación: EIA, EAE y evaluación de sostenibilidad.

término, un proceso comunicativo que “animara a la gente a pensar y a considerar escenarios más sostenibles para alcanzar sus metas”.

El modelo de Gibson propuesto para Canadá (Gibson *et al.*, 2001) aparece detallado en un trabajo de estos autores cuyo objetivo final era determinar la forma en que podía mejorarse el proceso de toma de decisiones, permitiendo a los decisores obtener y aplicar una mejor apreciación de los efectos potenciales de las opciones disponibles, dentro de la práctica de la evaluación ambiental basada en el desarrollo sostenible³⁵². Para este autor, incorporar la sostenibilidad supone concederle tres nuevos cometidos a la evaluación ambiental, que de esta forma se convierte en: un mecanismo que provoca la atención a los principios de sostenibilidad y al significado de hacer contribuciones positivas para alcanzar los objetivos de sostenibilidad; un proceso para especificar esos principios –y valores, objetivos y criterios asociados– a la luz de un contexto específico a través de elecciones informadas por las partes relevantes; y un proceso más amplio para: a) identificar las propuestas y opciones apropiadas para nuevas o continuación de actuaciones, b) evaluar propuestas, opciones, impactos, reducción, etc; c) elegir (o apoyando a los decisores para ello) sobre lo que debería (o no debería) ser aprobado y realizado, y bajo qué condiciones; d) monitorizar y aprender de los resultados. Para materializar esta aproximación más integrada y una forma más clara a la hora de adoptar criterios basados en la sostenibilidad en la evaluación ambiental Gibson *et al.* (2001) sugieren cuatro pasos importantes: (1) imponer una serie de requerimientos explícitos y efectivos para poder valorar cuidadosamente y de forma abierta los principios de sostenibilidad en la concepción, planificación, aprobación e implementación de todas las propuestas en los niveles estratégico y de proyecto, en todas las jurisdicciones (ámbitos geográficos); (2) desarrollar guías genéricas sobre los objetivos, prioridades y criterios relevantes de sostenibilidad, para todas las actividades y localizaciones, incluyendo la clarificación de las implicaciones para las propuestas y sus alternativas, evaluación de efectos, mitigación o restauración, compromisos aceptables y pérdidas en las decisiones para aprobación, de forma que se asegure una mejora continuada a través de una

³⁵² Canadá es uno de los países que se ha distinguido desde hace tiempo (véase Jacobs & Sadler, 1988) por establecer procesos de evaluación del desarrollo sostenible a partir del uso ampliado de la evaluación ambiental, tanto en los niveles estratégicos como en los tácticos, y tanto en los ámbitos locales (véase Devuyt, 1999, 2000) como en los más amplios. Por esta razón puede afirmarse que este país se encuentra claramente en la vanguardia metodológica y práctica de la evaluación del desarrollo sostenible.

implementación adaptativa; (3) un proceso de guía bien desarrollado para el desarrollo de casos específicos, marcos contextuales para aplicar los objetivos, prioridades y criterios de sostenibilidad, y comprensión de sus implicaciones para las decisiones relevantes; y (4) disponer de una completa colección de metodologías bien probadas para la deliberación sobre sostenibilidad, más datos de estado actual, indicadores, sistemas de representación y escenarios futuros deseados.

La IUCN ha desarrollado un proceso analítico estructurado para evaluar el progreso hacia la sostenibilidad (Guijt *et al.*, 2001).

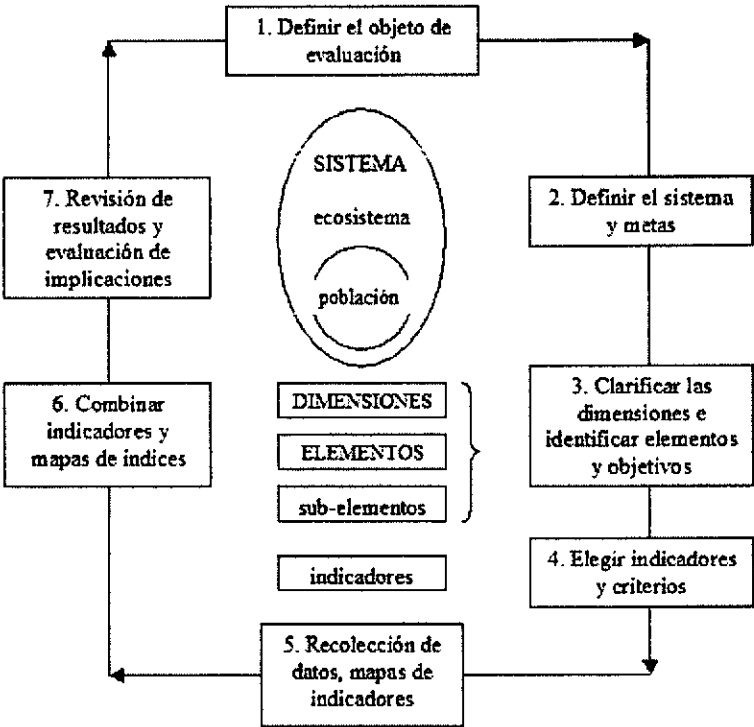


Figura 5.11 Las siete etapas del Ciclo de Evaluación, método IUCN (Guijt *et al.*, 2001)

En su versión completa es un proceso en siete fases, referidas como las ‘siete etapas del ciclo de evaluación’, como se observa en la figura 5.11 adjunta. Las cuatro primeras fases del ciclo están diseñadas para ayudar a los usuarios a traducir los términos de visión de la sostenibilidad a indicadores medibles, lo que lleva a los participantes desde un debate general hacia cuestiones más específicas que pueden analizarse con mayor facilidad. Las tres fases últimas ayudan a los usuarios a evaluar todo el bienestar o la calidad humana y ecológica a partir de los indicadores, combinándolos y revisando los índices. A pesar de que el proceso se ha venido usando principalmente para medir el bienestar de la población y de los ecosistemas, los autores sostienen que sus principales utilidades serían: facilitar la planificación estratégica, la

toma de decisiones y el diseño de programas y proyectos para organizaciones gubernamentales y no gubernamentales; aportar información para la evaluación de impacto y monitorización; como fuente de información para informes de sostenibilidad; y para facilitar un mayor conocimiento de los objetivos y cuestiones de la sostenibilidad.

La matriz de aproximación a la evaluación de la sostenibilidad (Environmental Alliance, 2001) es el resultado de la búsqueda de metodologías capaces de evaluar políticas e iniciativas legislativas. Se sugiere el uso de una ‘matriz de análisis de consistencia’ para una política o plan dado, de forma que al explorar los elementos de la política que son inherentemente consistentes se llegaría a optimizar la estrategia política. Una vez que se ha realizado el examen de consistencia, la matriz permite evaluar la compatibilidad entre políticas. Por otra parte, los impactos potenciales de tipo económico, social y ambiental pueden analizarse utilizando una ‘matriz de impacto de políticas’, una variante de la bien conocida matriz de impactos.

La propuesta del modelo SAM (*Sustainability Assessment Model*) (Baxter *et al.*, 2002), también conocido como ‘modelo de contabilidad de coste total’ ha sido formulado para evaluar la sostenibilidad de desarrollos de proyectos, y más concretamente para usarse en industrias con el fin de evaluar los impactos negativos y positivos de los proyectos a lo largo de todo el ciclo de vida completo. Es un modelo de carácter cuantitativo y muy centrado en la evaluación de proyectos.

En último lugar encontramos la propuesta de ‘evaluación de sostenibilidad integrada’ (ESI) (*Integrated Sustainability Assessment*) (Brinsmead, 2005), una aproximación hacia la evaluación de la sostenibilidad reforzada específicamente mediante los métodos integrativos. El autor de referencia señala que por el momento no es posible aportar un método detallado de la ESI por dos razones. En primer lugar porque la evaluación de sostenibilidad integrada es, de forma general, “un problema de diseño para el que no existe una teoría genérica”. Y en segundo lugar porque, dado que la práctica es relativamente reciente, la mayor parte de su metodología se encuentra tan sólo implícita en la práctica. Desde este escenario de una práctica poco formalizada y consolidada pero orientada hacia el desarrollo sostenible a través de la práctica de la integración, Brinsmead propone un conjunto de recomendaciones para esta finalidad.

Sobre sistemas de evaluación de sostenibilidad

Como hemos visto, existen diversas iniciativas destinadas a encontrar aproximaciones hacia una evaluación de la sostenibilidad. Algunas de ellas, como es el caso de la aproximación de Gibson *et al.* (2001) parten de la evaluación ambiental, otras como la aproximación de Devuyt (1999) relacionan la evaluación de impacto ambiental y la evaluación ambiental estratégica con la evaluación ambiental, mientras que el resto se orientan directamente –mediante fórmulas más o menos novedosas– hacia la evaluación del desarrollo sostenible. Cuando analizamos las propuestas para conocer si implican o no un planteamiento sistémico, en un análisis semejante al que realizamos para la evaluación ambiental, observamos que la única perspectiva parcialmente sistémica es la que expone Devuyt refiriéndose a la práctica de evaluación en el nivel local³⁵³ (referencia a la Agenda 21 Local de Ottawa). En la mayor parte de las ocasiones, la denominación de ‘sistema’ que observamos, como ocurre también con la evaluación ambiental, se emplea como sinónimo de método o incluso de conjunto o grupo, pero no responde estrictamente a un genuino planteamiento sistémico. Por ejemplo, los documentos elaborados por la unidad de desarrollo sostenible de Hong Kong (SDU-HK, 2002, 2004) hacen referencia a un ‘sistema de evaluación de sostenibilidad’ (*sustainability assessment system*) que adoptan desde diciembre de 2001 y cuyo objetivo es “evaluar la sostenibilidad de cada una de las nuevas iniciativas estratégicas o programas que puedan tener implicaciones destacables o persistentes sobre las condiciones económicas, sociales y/o ambientales” (SDU-HK, 2002), y solicitando el uso de la “evaluación de sostenibilidad como un instrumento de planificación durante la planificación o formulación de sus propuestas” (SDU-HK, 2004), una práctica que se asemeja mucho a las modalidades más avanzadas de evaluación ambiental estratégica, pero que tampoco llega a conformar lo que podríamos considerar un genuino sistema de evaluación de sostenibilidad.

Sin duda hay una demanda teórica de un sistema o conjunto organizado de instrumentos para evaluar la sostenibilidad³⁵⁴ o el desarrollo sostenible Devuyt (1999,

³⁵³ En referencia a la evaluación de la sostenibilidad local desde un planteamiento de sistema podemos mencionar también la tesis de Velásquez Barrero (2003) sobre una propuesta de metodología de planificación para el desarrollo urbano sostenible y diseño de un sistema de evaluación de la sostenibilidad de ciudades medianas. Una propuesta que está limitada y definida desde el ámbito urbano, articulada a partir de la A21L y con una metodología de evaluación orientada prioritariamente al manejo de indicadores.

³⁵⁴ Así Devuyt (2000), la adaptación de los sistemas de evaluación de impacto existentes a su nuevo papel como herramientas de evaluación de la sostenibilidad conducen a la búsqueda de los llamados ‘sistemas de Evaluación de Sostenibilidad’.

2000), sobre la posibilidad de forzar la evaluación integrada hacia un ‘sistema de gestión de la evaluación integrada’ (*LA management system*) (Bond *et al.*, 2000), o sobre la posibilidad de integrar todas las herramientas para medir y evaluar el desarrollo sostenible en un sistema que podría denominarse ‘Sistema de Gestión de Sostenibilidad’ (*Sustainability Management System*) (Devuyst & Hens, 2000). También podemos considerar incluso que propuestas como la de integración de la evaluación de sostenibilidad “como combinación de partes en un todo coherente” que propone Brinsmead (2005) portan, de manera implícita, el germen de propuesta de un sistema. A pesar de esto, y salvo mejor información, no se ha localizado en la literatura científica una práctica consolidada, ni tampoco una propuesta completa de carácter sistémico, para la evaluación de sostenibilidad. Esto es, una propuesta que establezca de forma organizada y funcional un conjunto de instrumentos integrados capaces de informar adecuada y suficientemente –desde el punto de vista de las técnicas evaluativas- el desarrollo sostenible o la transición hacia la sostenibilidad.

Una propuesta para un sistema de evaluación de sostenibilidad que, en nuestra opinión, debería establecer un conjunto de instrumentos integrados, articulados y funcionales, instrumentos que a su vez serían operados y participados por los agentes fundamentales (decisores, sociedad y comunidad científica) de forma que pudieran responder básicamente a los siguientes requerimientos: (1) satisfacer, en primer lugar, los principios fundantes del paradigma de desarrollo sostenible (a partir de la definición Brundtland completa y de la definición NRC transicional), así como los principios guía de sostenibilidad (Brinsmead, 2005); (2) informar y conducir positivamente todo el ciclo político de decisiones y por tanto las intervenciones sobre el medio socioeconómico y biofísico; (3) abarcar todo el ámbito geográfico, desde los niveles supranacionales hasta los locales, propiciando la coordinación y consistencia de las decisiones a través de todos ellos; (4) referirse mediante indicadores y umbrales a un panel de metas y objetivos específicos conformados por los decisores, la sociedad y los científicos, consistentes con la propuesta de desarrollo sostenible o transición a la sostenibilidad; y (5) incorporar los principios aceptados de políticas públicas generales y ambientales, en particular, así como los principios y prácticas de evaluación de sostenibilidad.

Devuyst (2000) plantea que hay dos formas de introducir los principios de sostenibilidad en la evaluación de impacto: (1) introducir los principios de sostenibilidad en la legislación y procedimientos técnicos que ya existen de EIA y EAE; (2) desarrollar un sistema separado de evaluación de sostenibilidad. En nuestra opinión existiría una tercera forma que consistiría en definir un genuino Sistema de Evaluación de Sostenibilidad (SES) en donde se tuvieran en cuenta los diversos instrumentos y experiencia de evaluación ambiental, modificados y organizados dentro de un esquema nuevo susceptible de responder a los requerimientos de evaluación del desarrollo sostenible. Esta tercera vía es la que, precisamente, esbozamos y proponemos tentativamente al final del último capítulo de esta tesis.

6. CONCLUSIONES Y PROPUESTA TENTATIVA

En este capítulo final pretenden reunirse las conclusiones más importantes de la presente investigación. Las conclusiones generales se elaboran a partir de un barrido de los capítulos que conforman el presente trabajo de investigación: el contexto histórico, económico y político de nuestros temas de investigación, la evaluación ambiental, la evaluación de impacto ambiental, la evaluación ambiental estratégica, y el escenario de desarrollo sostenible. Las conclusiones generales del proceso de investigación, que conforman un escenario marco del proceso y resultados de la investigación, van a estar acompañadas también de unas conclusiones específicas muy concretas; unas conclusiones que están relacionadas con la cuestión fundamental que anima este trabajo: ¿hasta qué punto pueden los actuales instrumentos de evaluación ambiental responder adecuadamente al nuevo marco de desarrollo sostenible?. Además de la discusión y resultados a la pregunta anterior, incluimos dos apartados que entendemos interesantes: el primero sobre la situación actual y tendencias del objeto central de nuestra investigación, esto es, qué papel juegan y pueden jugar los actuales instrumentos de evaluación ambiental en las nuevas políticas del desarrollo sostenible; el segundo apartado se ocupa de exponer los retos que encontramos para que cualquier instrumento de políticas ambientales pueda tener encaje en las políticas futuras o bien qué tipo de instrumentos y organización pueden estar reclamando las políticas del desarrollo sostenible.

Este apartado de los retos que, desde el nuevo enfoque del desarrollo sostenible, se le demandan a los instrumentos de evaluación, es el que ha motivado o justifica nuestra propuesta tentativa. La propuesta tentativa que se hace presenta un modelo diferenciado para abordar el problema de evaluación —no de los impactos o de los efectos— sino de la propia sostenibilidad, a través de lo que se denomina Sistema de Evaluación de Sostenibilidad (SES). Mediante este sistema se pretenden superar las limitaciones que se han observado a la práctica de la evaluación ambiental en el escenario de desarrollo sostenible, de forma que las materias que podrían evaluarse son de todo tipo —en el ámbito sectorial— y de todos los niveles —en cuanto a los niveles del ciclo de decisiones, desde políticas a proyectos—, y la referencia contra la que se van a

evaluar son los objetivos y metas de carácter estratégico y táctico formuladas para hacer frente al reto del desarrollo sostenible. De esta manera, el SES responde como un sistema de evaluación de las diferentes iniciativas (políticas, planes, programas o proyectos) en los diferentes ámbitos geográfico-administrativos de actuación (internacional, nacional, regional y local) que se contrastan con las propuestas – elaboradas mediante metodología de formulación de referenciales de desarrollo sostenible- de modo que exista un criterio informado para aceptar, modificar o rechazar propuestas en cualquier nivel de actuación (sectorial o geográfico) en referencia a la dirección de avance del desarrollo sostenible.

6.1 CONCLUSIONES GENERALES

Las conclusiones generales se establecen siguiendo la estructura de los capítulos de la presente investigación. Como se ha señalado, las conclusiones generales van a verse posteriormente precisadas y contextualizadas en cuatro apartados muy específicamente relacionados con la cuestión clave de la investigación, como es el papel de los instrumentos de evaluación ambiental en el contexto de la nueva agenda política del desarrollo sostenible. Por esta razón las conclusiones generales no van a abordar de forma detallada las cuestiones que veremos en los apartados subsiguientes, sino que se van a limitar a reflejar algunos de los aspectos más destacables respecto a cada una de los capítulos considerados.

6.1.1 Contexto

Durante las últimas décadas del siglo XX se ha producido una explosión en la preocupación por las cuestiones ambientales. Los problemas de contaminación, las crisis energéticas y los procesos de cambio climático global han ido incidiendo sobre la conciencia social hasta concluir en un período en que el medio ambiente se convierte en un valor más de la sociedad, y como tal encuentra su espacio en la agenda política nacional e internacional.

La agenda internacional y nacional, no solamente del medio ambiente, sino también del desarrollo sostenible, está definiendo unos espacios geográficos diferenciados. En el nivel global, no existe actualmente ningún país ni grupo de países o zona geográfica que ostente un claro liderazgo, no ya en desarrollo sostenible, sino ni siquiera específicamente en la dimensión ambiental del desarrollo sostenible.

En los últimos años esta preocupación por el medio ambiente, ligada a la preocupación por el desarrollo ha venido derivando hacia el nuevo modelo de desarrollo sostenible. Tradicionalmente ha existido un conflicto entre el crecimiento económico y la protección de la naturaleza, lo que ha sido fuente de diferentes modelos y enfoques de la economía, de la ecología, y de sus formulaciones integradas para intentar dar una respuesta diferente a ese conflicto. Hoy en día, aunque más próximos a una solución integrada, siguen apareciendo interpretaciones diferenciadas, como por

ejemplo la que representa la escuela económica de la economía ambiental, preocupada por 'economizar el medio ambiente', respecto a lo que representa la escuela de la economía ecológica, preocupada por 'ecologizar la economía'.

Los esfuerzos por integrar las consideraciones ambientales, económicas y sociales en los procesos de desarrollo son responsabilidad de todos los agentes sociales, pero muy especialmente de quienes formulan e implementan las políticas públicas. En este sentido, se observa la necesidad de que haya un mayor compromiso porque las actuales políticas públicas ambientales preventivas se reorienten de una forma clara hacia los postulados del desarrollo sostenible. Esta reorientación no resulta fácil, no solamente porque la propia definición de desarrollo sostenible esté sometida a una notable controversia, sino porque los instrumentos de la política ambiental preventiva, como son especialmente la evaluación de impacto ambiental (EIA) y la evaluación ambiental estratégica (EAE) presentan diferentes limitaciones a la hora de informar y conformar una respuesta instrumental a la necesidad de evaluación que tiene el desarrollo sostenible.

6.1.2 Evaluación ambiental (EA)

La evaluación ambiental (EA) se define como el conjunto de los instrumentos de tipo evaluativo que responden a las necesidades de las políticas ambientales preventivas y que están orientados a detectar de forma temprana los posibles impactos sobre el medio natural y biofísico de cualquiera de los niveles de acción del ciclo político (desde las políticas e iniciativas legislativas hasta los proyectos).

En este trabajo se propone el uso de este término como un integrador que incluye figuras diversas, pero relacionadas –bajo unos criterios funcionales y un comportamiento evolutivo– de instrumentos de las políticas ambientales preventivas como son la evaluación de impacto ambiental (EIA), la evaluación ambiental estratégica (EAE), la evaluación de impactos sociales (EISo), la evaluación de impactos acumulativos (EIAc), la evaluación de impactos sobre la salud (EISa), la evaluación de impacto integrada (EII), así como un conjunto de instrumentos auxiliares para la evaluación ambiental y procedentes del campo analítico. Así, los instrumentos de evaluación ambiental responden a un orden o clasificación funcional: instrumentos

primarios (EIA y EAE), instrumentos secundarios (EISo, EIAC, EISa, EII), e instrumentos analíticos auxiliares.

El origen de la evaluación ambiental como técnica y procedimiento se asocia a la legislación americana en materia de protección ambiental, constituyendo uno de los primeros instrumentos de políticas ambientales preventivas. La *National Environmental Policy Act* (NEPA) de 1969 es el marco jurídico original de este instrumento. Nace como respuesta a las demandas de diversos sectores sensibilizados con el medio humano y biofísico, preocupados porque las evaluaciones coste-beneficio no tuviesen presentes los aspectos ambientales.

Se propone una clasificación taxonómica del conjunto de los instrumentos que componen o participan en la evaluación ambiental (EA), definiendo equivalentes de géneros, especies y subespecies. Definimos una familia de instrumentos de evaluación ambiental compuesta a su vez por tres géneros o lineamientos fundamentales: la evaluación de impacto ambiental, la evaluación ambiental estratégica, y la evaluación de impacto integrada. Se define también la familia de herramientas analíticas auxiliares de la EA. Asimismo se propone un esquema evolutivo tentativo que relaciona cronológica y funcionalmente los distintos instrumentos de evaluación ambiental desde principios de los años setenta hasta la actualidad.

6.1.3 Evaluación de impacto ambiental (EIA)

La evaluación de impacto ambiental (EIA) es un procedimiento técnico (científico)-administrativo destinado a prever los impactos que puede ocasionar un proyecto sobre el medio, a fin de determinar su viabilidad ambiental y, en su caso, definir la mejor alternativa y, para la misma, determinar las medidas preventivas, correctoras y compensatorias que pueden minimizar el impacto ambiental. Todo dentro del marco de viabilidad técnico-económica del proyecto.

Cada país ha sido escenario de una deriva de la evaluación de impacto ambiental, perdiendo en muchos casos su carácter holístico primigenio. También en España; y esto fundamentalmente por un problema de incidencia conceptual. España se enmarca dentro de la que denominamos ‘escuela europea’ de evaluación ambiental.

Si bien la experiencia ha demostrado que la técnica de evaluación de impacto ambiental -aún con su deriva conceptual y metodológica- es un instrumento

relativamente útil en las políticas ambientales preventivas, también es cierto que su materialización a través de las declaraciones de impacto ambiental (DIAs) –como fase segunda y final del procedimiento de EIA- han venido careciendo de la fuerza necesaria para su cumplimiento, especialmente en el caso de proyectos de promoción privada y de largo plazo de ejecución.

La evaluación de impacto ambiental es, probablemente, el instrumento de políticas ambientales preventivas más usado, tanto en número de países y organizaciones internacionales como en cuanto a la contabilidad de número de procedimientos elaborados cada año. Un número que estimamos en el orden de magnitud de 10^4 a 10^5 procedimientos de EIA/año en el mundo.

6.1.4 Evaluación ambiental estratégica (EAE)

La evaluación ambiental estratégica (EAE) es un procedimiento técnico-administrativo destinado a prever los impactos que puede ocasionar las decisiones sobre la fase alta del ciclo político (políticas, planes o programas) sobre el medio socioeconómico y biofísico, a fin de determinar su viabilidad ambiental y, en su caso, definir la mejor alternativa, y para la misma, determinar las medidas preventivas, correctoras y compensatorias que pueden minimizar el impacto ambiental.

La evaluación ambiental estratégica aparece en el escenario de los instrumentos de evaluación ambiental al final del ciclo de éstos, a partir de la década de los años noventa. Surge como respuesta a las limitaciones que se derivaban de la aplicación de una EIA centrada en los proyectos y excesivamente orientada hacia los impactos ambientales. La EAE tiene una relación evolutiva indirecta con el procedimiento NEPA, especialmente en su versión conocida como EIA programática, así como con las técnicas emergentes durante los años noventa de la planificación estratégica, tanto sectorial como territorial. No es hasta principios del siglo XXI, en el año 2001, cuando la directiva de evaluación de planes y programas da un respaldo normativo a las distintas prácticas que se estaban realizando hasta el momento. En este sentido, la práctica en España viene lógicamente a enmarcarse en el esquema de la ‘escuela europea de EAE’, a pesar de que la práctica de estas evaluaciones haya sido hasta el momento prácticamente testimonial.

El análisis teórico sugiere que la EAE puede ser un instrumento relativamente útil en las políticas ambientales preventivas, sobre todo al completar la dimensión de la EIA hacia los planes y programas, pero también es cierto que no tiene una orientación metodológica que facilite su empleo como instrumento de evaluación de la sostenibilidad. Además, en el ámbito normativo europeo ha quedado pendiente el incluir a los niveles de políticas y decisiones legislativas en el proceso de evaluación estratégica. Su uso actual es aún muy restringido, pudiendo estimar el número de EAE en un orden de magnitud de 10^2 a 10^3 EAE/año en el mundo, aunque más próximo a la primera magnitud.

6.1.5 Nuevo paradigma de desarrollo sostenible (DS)

El desarrollo sostenible, a pesar de algunos antecedentes tempranos por la cuestión, irrumpe en la agenda internacional a partir de la presentación del informe Brundtland en el año 1987, adquiriendo su definición un carácter casi canónico.

Proponemos una diferenciación entre las definiciones básicas de desarrollo sostenible, entendiendo como las fundamentales la ‘definición Brundtland completa’ y la ‘definición transicional NRC’, en las que se establecen los valores fundamentales del nuevo movimiento hacia el desarrollo sostenible.

Una vez analizado, se admite que el desarrollo sostenible tiene la cualidad de ser un paradigma, en lo que definimos como ‘paradigma de comunidad científica interdisciplinar’, pero ampliado con una dimensión ética y moral. Observamos que esta dimensión ética y moral es de una importancia clave en la apuesta colectiva e individual por el modelo de desarrollo sostenible.

El paradigma de desarrollo sostenible se basa en una triple dimensión (económica, social y ambiental) que constituye lo que se ha dado en llamar también ‘línea triple de base’. El desarrollo sostenible no considera habitualmente, ni en su aproximación triple (económica, social, ambiental) ni en sus objetivos el tema clave de la salud. La salud constituye un requisito esencial y básico del sistema socioeconómico y tiene una importancia determinante en la arquitectura social, una posición clave como tema en los proyectos de cooperación al desarrollo (especialmente en continente africano) y una demanda consistente. Razones por las que estimamos que debería incorporarse de forma clara la salud en la dimensión social del desarrollo sostenible. Los análisis de más

detalle también nos permiten proponer la inclusión de una cuarta dimensión, la institucional, por ser capaz de proporcionar el potencial de implementación necesario al concepto de desarrollo sostenible, formulando el modelo 'tetraédrico'.

Las bases del desarrollo sostenible son relativamente compartidas en el entorno de sus definiciones de referencia. Cuando nos apartamos de éstas, surgen numerosas divergencias respecto a los caminos y formas de aproximarse al desarrollo sostenible. Unas diferencias que se ejemplifican bien, desde el punto de vista de la sustituibilidad del capital humano y natural, entre los modelos conocidos como de 'sostenibilidad débil' y 'sostenibilidad fuerte'. Sin embargo, hay un consenso creciente en el sentido de que el desarrollo sostenible debe tener un tratamiento equivalente a grandes metas de la humanidad como la libertad o la justicia, que forman parte del acervo mundial. Motivo por el que debería instrumentarse un proceso de avance hacia la sostenibilidad, lo que ha venido siendo considerado la transición hacia la sostenibilidad, una transición que debería dimensionarse para dos generaciones (de 30 á 50 años).

Se propone y establece que los operativos hacia el desarrollo sostenible tengan presentes dos niveles de actuación. Por una parte el nivel estratégico, formador de los niveles altos del ciclo de decisión y de los ámbitos geográficos más amplios: internacionales o nacionales. Y la dimensión táctica del desarrollo sostenible, relacionada con el nivel de proyectos y, desde el punto de vista geográfico con los ámbitos regionales y, especialmente, locales. Estas dos dimensiones deberían ser conectadas a través de un sistema de evaluación de la sostenibilidad.

Se establece lo que es actualmente el referencial o 'cuadro de mando' del desarrollo sostenible. Esto es, el conjunto de metas, objetivos específicos, indicadores, umbrales y tendencias que pueden permitir la operación guiada en un proceso transicional hacia el desarrollo sostenible. Se observa que no hay vínculo fuerte entre estos elementos del cuadro de mando y los instrumentos de evaluación, especialmente los de evaluación ambiental, lo que es motivo principal de la incapacidad de esos instrumentos para dar respuesta a los requerimientos de evaluación del desarrollo sostenible. Se exponen también las tendencias globales, unas tendencias comprobadas a lo largo de las últimas décadas y que representan realmente la dinámica actual de nuestro mundo. Se hace notar que si no se identifican las fuerzas directrices capaces de modificar las tendencias,

dominantemente negativas desde una perspectiva de la sostenibilidad, los esfuerzos en la dirección del desarrollo sostenible pueden ser frustrantes.

En último lugar, se debate sobre el proceso de evaluación del desarrollo sostenible. Se advierte de la existencia, a pesar de que tiene un uso y difusión restringida, de un conjunto de principios definidos ya en 1996 pero que siguen teniendo gran valor como referenciales para la evaluación del desarrollo sostenible. Estos principios se conocen como los 'Principios de Bellagio'. A partir de estos principios proponemos una herramienta de contraste que denominamos 'perfil de sostenibilidad de Bellagio' y que permite comparar el valor de un instrumento de evaluación dado respecto a los requerimientos de evaluación de la sostenibilidad. Posteriormente se analizan instrumentos definidos hasta el momento para evaluar la sostenibilidad, observando que no incorporan el cambio conceptual radical que precisan para esta nueva función, sino que siguen siendo distintas versiones o derivaciones de los ya bien conocidos instrumentos de evaluación ambiental.

6.2 RESPUESTA A LA PREGUNTA CLAVE: papel de la EA en el DS

Este trabajo de investigación fue concebido hace años en un intento por responder a una pregunta que hemos venido realizándonos desde hace tiempo: ¿en qué medida los instrumentos de evaluación ambiental son capaces de responder a las exigencias de la nueva agenda política del desarrollo sostenible?; una pregunta cuyos orígenes y alcance aparecen en la introducción de esta tesis. Después de numerosísimas horas de lectura, estudio, reflexión y trabajo sobre estas cuestiones, como queda reflejado en este documento, podríamos afirmar –con la incertidumbre propia de una respuesta de este tipo– que los actuales instrumentos principales de evaluación ambiental, particularmente la evaluación de impacto ambiental y la evaluación ambiental estratégica, tal y como se vienen practicando, no son, y probablemente no puedan ser, capaces de informar ni garantizar el desarrollo humano en la orientación propuesta bajo la denominación de desarrollo sostenible.

Con esto no queremos decir que los instrumentos no sean útiles para incorporar criterios medioambientales (incluso, en parte, económicos y sociales) en los diferentes procesos de decisión; ni siquiera queremos decir que no puedan contribuir –en casos y circunstancias– a una orientación sectorial del desarrollo hacia un modelo sostenible. Lo que queremos decir es que su diseño y actual forma de aplicación no va a permitir nunca a la sociedad conocer en qué situación se encuentra respecto al modelo paradigmático de desarrollo sostenible. Avanzando un poco más en esta cuestión, podemos afirmar que la dinámica de los diferentes agentes que tienen responsabilidades o intereses en el proceso de desarrollo humano: responsables políticos, gestores y funcionarios, investigadores y científicos, y la sociedad en general; no estamos siendo capaces de articular un proceso claro y consistente ni para determinar los objetivos y metas de la sostenibilidad, ni tampoco para disponer de un procedimiento de evaluación y seguimiento, esto es de control *ex ante* y *ex post*, de las decisiones públicas y privadas en sus múltiples dimensiones: formulación de políticas, propuestas legislativas, planes, programas y, finalmente, proyectos y actividades. Nos enfrentamos con la necesidad de satisfacer y reconciliar requisitos aparentemente incompatibles como la sostenibilidad ecológica, la social y la del individuo. No basta

con remediar los síntomas negativos más visibles, sino que tiene que actuarse sobre las causas. Así Dürr (1997a) “en muchos casos, las causas más importantes son evidentes y ya han sido bien descritas en la literatura correspondiente. Pero la dificultad real que impide mejorar la situación parece estar en la falta de instrumentos, habilidad y poder apropiados para poner en práctica las soluciones previstas. En esta empresa nos enfrentamos al dilema común de que la comprensión, tenacidad y minuciosidad profundamente científica pocas veces están vinculadas con la influencia, la flexibilidad y el pragmatismo políticos”.

Por poner un ejemplo gráfico: hemos calculado que en España se han realizado hasta la fecha aproximadamente 10.000 procedimientos de evaluación de impacto ambiental. Pues bien, a pesar de ese número de intervenciones, no podemos expresar en este momento –ni pensamos que pueda hacerse- de forma cuantitativa ni siquiera cualitativa, si estos procedimientos nos han aproximado o no a un escenario de desarrollo más conforme con las propuestas de desarrollo sostenible. El problema fundamental que nos interesa resaltar –también de forma gráfica- es que podemos afirmar categóricamente que nos movemos, pero no que –moviéndonos de esta manera- podamos llegar a saber si estamos avanzando y hacia dónde estamos avanzando realmente.

Los distintos instrumentos de evaluación ambiental están desarticulados entre sí y dentro del conjunto de las políticas ambientales preventivas, las propuestas de desarrollo sostenible están formuladas generalmente de forma amplia y ambigua, y hoy por hoy tampoco es posible conectar eficaz y eficientemente la función de los instrumentos de evaluación ambiental con la función objetiva de desarrollo sostenible. A partir de lo expuesto, podríamos intentar formular un principio de incertidumbre sobre el actual proceso de evaluación ambiental y el desarrollo sostenible: “cada evaluación de impacto ambiental aprobada o cada evaluación ambiental estratégica aprobada representan una modificación dentro del sistema económico-social-ambiental, pero no podemos afirmar que cada movimiento sea efectivo por sí solo, ni que se sume al resto, ni que en caso de sumarse, configuren un vector direccionado hacia las propuestas planteadas de desarrollo sostenible”.

6.3 SITUACIÓN Y TENDENCIAS DE LA CUESTIÓN CENTRAL

En sus reflexiones sobre el desarrollo a escala humana, Max-Neef pone sobre el tapete el estado de confusión generalizada en que nos encontramos. Un estado que se agudiza precisamente cuando hacemos el esfuerzo por comprender la megacrisis que, de acuerdo con el autor, se ha apoderado del mundo. Un esfuerzo que se enfrenta con una etapa de nuestra historia por el hecho de que sabemos mucho pero comprendemos muy poco. Max-Neef (1991) reconoce tres síntomas del estado de confusión que ha detectado, como son “nuestro compromiso con opciones de relevancia secundaria, la utilización de teorías simplistas para la interpretación de realidades complejas, y el empobrecimiento de nuestro lenguaje”.

Situación de la cuestión: la EA en la nueva agenda del desarrollo sostenible

A pesar de que la evaluación ambiental, desde su origen a partir de la NEPA, se plantea como un procedimiento basado en prácticas integradas e interdisciplinarias (técnica, de las ciencias naturales y de las ciencias sociales), no se ha venido a producir esa integración efectiva. La necesidad de un enfoque interdisciplinar es absolutamente crucial, no solamente para manejar adecuadamente las distintas técnicas y herramientas conceptuales, permitiendo su interrelación y enriquecimiento, sino para poder abordar efectivamente una visión multidimensional (económica, social y ambiental) que debería ser propia de la evaluación ambiental y, por tanto, ser capaz de informar razonablemente las propuestas del desarrollo sostenible.

Esto sería lo teórico, pero realmente los procesos de evaluación ambiental son gestionados por profesionales que forman parte de organismos o estructuras organizativas. Pero los profesionales responden generalmente a la función específica que les es más propia y conocida. En este caso, la evaluación de impacto ambiental ha estado liderada por técnicos del campo agroforestal y titulados procedentes de las ciencias naturales, de las biológicas en su mayor parte. De esta manera se ha producido una corriente de desarrollo tecnocientífico escorada hacia las prácticas de estas disciplinas técnicas y científicas. Esto ha sido un proceso global, puesto que también es global el sistema educativo y formativo basado en líneas de especialización. De igual manera, la evaluación ambiental estratégica está en su mayor parte liderada o

desarrollada por profesionales del campo de las ciencias sociales centrados en la planificación territorial y estratégica, fundamentalmente. Por su parte, el mundo tecnocientífico del desarrollo sostenible comparte los esfuerzos de investigación de las disciplinas económicas, por una parte y ecológicas, por la otra. Pero además, en la práctica ordinaria, los procesos están vinculados a agrupaciones o tipos profesionales que defienden duramente sus posiciones. Realmente hay muy pocos casos de procesos de integración interdisciplinar sostenibles, no solamente en la práctica, sino tampoco en la investigación.

En la escala de los problemas de integración e interconexión Lee (2006), plantea que: “los modelos de los sistemas económicos están más desarrollados que los modelos de los sistemas ambientales y sociales, y los modelos de interconexión de los sistemas económico-ambiental-social son aún los menos desarrollados de todos”.

Tendencias en marco de relaciones evaluación ambiental/desarrollo sostenible

En este apartado interesa destacar las corrientes impulsoras de tendencias que advertimos en relación con los instrumentos de evaluación y el escenario del desarrollo sostenible. Tendencias que se observan a través de diferentes entidades o categorías: la orientación política marco supranacional y nacional; las tendencias normativas en relación con el medio ambiente; las tendencias de creación y desarrollo científico-técnico, tanto respecto al desarrollo sostenible como a los instrumentos de evaluación ambiental; o las corrientes agregativas comunitarias o sociales, entre otras.

Las tendencias de las políticas ambientales supranacionales y nacionales están relacionadas con la organización geopolítica. Una de las cuestiones que más puede destacarse es la ausencia actual de un liderazgo internacional sobre las políticas ambientales. Si en décadas anteriores, como señala Flavin (1997a) Estados Unidos había asumido un liderazgo internacional y había sido precursor en diversos temas, incluido el medio ambiente, a finales de los años noventa se percibe el desvanecimiento de este liderazgo. Un liderazgo que no se ha trasladado a ningún país ni a ningún grupo de países, ni siquiera a ninguna de las organizaciones internacionales. Algunas de estas últimas, como la Organización de las Naciones Unidas (ONU), que estarían llamadas a ser uno de los vectores fundamentales del cambio en este sentido, se encuentran sometidas a una importante crisis estructural. En el ámbito continental europeo, la

entidad supranacional de la Unión Europea va incorporando, fundamentalmente por la vía normativa y de forma muy lenta, un conjunto de disposiciones que a su vez integrarán los países miembros. Así, la Unión Europea, que podría configurar una de las corrientes metodológicas y normas más potentes del escenario mundial en materia de políticas ambientales, sigue incorporando gradualmente – incluso tímidamente en opinión de algunos autores- las claves de reorientación de las políticas hacia el desarrollo sostenible. En el Sexto Programa de Acción de la Unión Europea en materia de medio ambiente (2001-2010), referido bajo el título “Medio Ambiente 2010: nuestro futuro, nuestra elección”, determina las prioridades y objetivos principales de la política ambiental para los próximos años. Los planteamientos básicos de sus políticas ambientales son: debe mejorarse la aplicación de la legislación medioambiental vigente; hay que profundizar en la integración de las preocupaciones medioambientales en las demás políticas; es preciso trabajar con el mercado; es necesario informar a los ciudadanos, que están tomando decisiones que afectan al medio ambiente. Entre las cuatro áreas de acción prioritaria que marca la política ambiental europea para la presente década puede destacarse la que incide en la utilización sostenible de los recursos naturales y gestión de residuos. La implantación de las políticas ambientales, igual que otras políticas, sigue siendo una tarea lenta en el ámbito europeo. Por ejemplo, con la directiva 2001/42/CE sobre evaluación de efectos ambientales para determinados planes y programas, se pierde la oportunidad de abordar la evaluación de los efectos de los niveles más altos del ciclo político de decisión: la formulación de las políticas y las iniciativas legislativas. No es de extrañar que un ámbito político como el europeo, caracterizado por procesos lentos y de mínimos para incorporar las nuevas políticas ambientales³⁵⁵, no sea capaz de liderar el escenario global de las nuevas políticas orientadas al desarrollo sostenible. Si las organizaciones supranacionales no son capaces de realizar un ‘efecto arrastre’ sobre las naciones y si “la mayor parte de los gobiernos nacionales no están pensando estratégicamente acerca de la transición hacia un futuro sostenible” (Swanson *et al.*, 2004), entonces tenemos serias dificultades para orientarnos –realmente- en la dirección del desarrollo sostenible.

³⁵⁵ Se recuerda en este punto, como se ha visto en el capítulo 3, que la Unión Europea tardó prácticamente quince años en ponerse de acuerdo para incorporar finalmente en 1985 la figura de la evaluación de impacto ambiental al acervo normativo comunitario que comparten los estados miembros.

En materia de aplicación normativa pueden destacarse las propuestas prácticas destinadas a la integración de las normativas en materia de regulación preventiva ambiental. En el ámbito nacional y regional europeo se cuenta con normativa específica sobre los procedimientos de evaluación de impacto ambiental (o Directiva EIA), sobre los procedimientos de evaluación ambiental estratégica en los niveles de planes y programas (o Directiva EAE), una norma de importante enfoque integrado como es la Directiva 96/61 relativa a la prevención y control integrado de la contaminación (IPPC), así como otras de prevención de accidentes industriales como la conocida como Directiva Seveso. En este sentido, los esfuerzos de fusión o integración de normas pueden potenciar el proceso de integración práctica de los fenómenos ambientales en el sistema económico. Autores como Pardo (2002) sugieren que la fusión de estas normativas supondría un enorme avance en la regulación preventiva ambiental. Así se ha entendido, en el nivel regional de la Unión Europea, alguna Comunidad Autónoma como la catalana, planteando la Ley de la Intervención Integral de la Administración Ambiental, una propuesta que supone un claro esfuerzo de clarificación en la materia, y que contempla la EIA, la IPPC y la regulación de accidentes mayores.

Los científicos y académicos preocupados por los instrumentos de evaluación reconocen la existencia de una corriente de cambio importante, aunque no siempre la respuesta es consistente con esa tensión de cambio. Un ejemplo que podemos observar, desde el campo de la dimensión social, en las recientes afirmaciones de Vanclay: “internacionalmente están emergiendo nuevos conceptos, aproximaciones y metodologías, en los que la evaluación de impacto social tiene que tomar parte e integrarse. Estas aproximaciones incluyen la evaluación de riesgos sociales, evaluación de la sostenibilidad, contabilidad de la línea base triple, y responsabilidad social corporativa” (Vanclay, 2005). Los teóricos de la evaluación de impacto sobre la salud (EISa) están emprendiendo el camino de incorporar referencias a la equidad y sostenibilidad (Lock, 2000), así como procurar integrar la EISa en el escenario de la sostenibilidad a través del concepto de ‘línea base triple’ (LBT) (Mahoney & Potter, 2004), aunque la salud es un concepto aún muy débilmente considerado tanto en la literatura de la evaluación ambiental como, sorprendentemente, en la de desarrollo sostenible. Pero sin duda, uno de los mayores problemas a que nos enfrentamos

consiste en la ausencia de un compromiso real para abordar de forma común los problemas comunes. Las tendencias –y los resultados prácticos- parecen marcar una dirección en la que hay una dinámica fuerte de “proteccionismo disciplinario y una falta de entendimiento mutuo y respeto entre los actores” (Scrase & Sheate, 2002), lo que viene a debilitar enormemente los esfuerzos y recomendaciones (Bisset, 1996; Lee & Kirkpatrick, 2000) para alcanzar una integración metodológica entre las disciplinas de las ciencias naturales y sociales.

En los últimos años asistimos a la incorporación al panorama científico de la que se está conociendo como ciencia del sistema Tierra. El sistema Tierra (*Earth system*) es una aproximación conceptual nueva que está desarrollándose en parte de la literatura científica vinculada a la ecología y a las ciencias naturales y preocupada por una visión global e integradora (Schellnhuber, 1999; Lovelock, 2003; Steffen *et al*, 2004; Clark *et al*, 2005). El concepto amplía el ya empleado en la literatura de ‘ecosistema global’, sobre todo porque, además de su visión integrada de todos los procesos terrestres, incorpora premisas consistentes: reconoce que el sistema Tierra opera como un sistema dinámico único lejos del equilibrio termodinámico; plantea el análisis del sistema Tierra no desde una perspectiva mecanicista sino organicista, teniendo presente la existencia de incertidumbres estructurales derivadas del carácter no lineal, de la complejidad y de la irreproductibilidad de ciertos fenómenos; y reconoce que el conocimiento científico está asociado indisolublemente al contexto histórico-cultural en que se produce, reconociendo además que la diferencia entre el sujeto observador y el objeto observado son a menudo el resultado de una visión reduccionista, es más, los investigadores se convierten en parte de sus propias explicaciones. Schellnhuber (1999) ha venido a resaltar la importancia de este nuevo enfoque científico hasta el punto de identificarlo como una ‘segunda Revolución Copernicana’.

Desde hace décadas se tiene identificado un contrato implícito entre la sociedad y la comunidad científica. Este contrato se basa en el compromiso de que la sociedad invertiría en ciencia básica presuponiendo que estas inversiones van a derivar en un mayor crecimiento económico y seguridad nacional. Pero ahora, cuando los objetivos de la sociedad han cambiado –entre ellos el nuevo orientado hacia el desarrollo sostenible- el contrato inicial puede ser necesario, pero no suficiente. Actualmente ya aparecen posturas que hacen un llamamiento a “un nuevo contrato social para la

ciencia” reorientado hacia las necesidades del nuevo escenario de desarrollo sostenible (ICSU *et al.*, 2002). Hasta el momento se han avanzado, aunque débilmente, algunas líneas en el sentido³⁵⁶ de materializar el compromiso de las partes –esencialmente de los científicos– en promover un papel central de la sostenibilidad en este contrato sociedad-ciencia.

³⁵⁶ Algunos de estos esfuerzos se están materializando, como es el caso del *Dahlem Workshop*, desarrollado en mayo de 2003, en donde se ha pretendido pasar de la retórica de ‘nuevo contrato’ hacia la realidad práctica de las agendas de la ciencia del sistema Tierra (Clark *et al.*, 2005).

6.4 RETOS EN LA RELACIÓN EA/DESARROLLO SOSTENIBLE

Diversos investigadores de la dinámica del desarrollo sostenible coinciden básicamente en afirmar que, en su caso, pasar del modelo actual de crecimiento económico al modelo de desarrollo sostenible va a necesitar un período de transición. Una transición que se estima alrededor de las dos generaciones (NRC, 1999) o en 30-50 años, según los economistas ecológicos del Instituto Wuppertal. De esta forma, los retos que se nos presentan para las siguientes e inmediatas décadas están en definir e implementar los instrumentos necesarios para el período transicional hacia el modelo de desarrollo sostenible.

Los retos que plantea el papel de los instrumentos de evaluación en el contexto de la nueva agenda política del desarrollo sostenible son muy numerosos. En la relación presente no se pretenderá, pues, establecerlos de forma exhaustiva, sino avanzar y recoger diversas propuestas. Unas propuestas que pueden responder tanto a los requerimientos y a la propia justificación de la existencia de los instrumentos de evaluación dentro del nuevo escenario del desarrollo sostenible, como a la propia gestión hacia el desarrollo sostenible. Se han realizado diversas conferencias y reuniones científicas, y científico-políticas para debatir e intentar identificar las pautas hacia un modelo de sostenibilidad³⁵⁷. Hay diferentes maneras de enfocar estos retos, como por ejemplo: por temas, por importancia cualitativa, por urgencia en su necesidad, o por los agentes que deben afrontarlos. Entre estas posibilidades hemos seleccionado el planteamiento por agentes. La razón es de tipo operativo. Este planteamiento nos permite situar la necesidad de cambio en la esfera de acción donde el agente pueden tener responsabilidad y, por tanto, responder de ello. Es una forma de 'repartir' razonable y transparentemente los esfuerzos de un proceso de cambio hacia un modelo de desarrollo sostenible en el que, como sociedad y de forma colectiva, estamos todos involucrados y potencialmente afectados³⁵⁸. Los agentes que

³⁵⁷ Una de las más importantes desde el punto de vista tecnocientífico y de gestión ha sido la realizada en 2003 a través del *Dablen Workshop*, poniendo sobre la mesa, entre otros temas, la necesidad de avanzar en cuestiones como: la gestión adaptativa; la toma de decisiones participativa; los sistemas integrados de producción, distribución y consumo; la capacidad de respuesta al reto del cambio ambiental; o el re-escalado de los diseños institucionales locales y regionales que están teniendo éxito ante las exigencias de sostenibilidad. Pueden encontrarse más detalles de *Dablen Workshop* en Clark *et al.*, 2005, y especialmente, en Schellnhuber *et al.* (eds.), 2005.

³⁵⁸ En este sentido se incide en la importancia de que los agentes tomen conciencia de su papel determinante a la hora de implementar el desarrollo sostenible. Una propuesta que, como vemos en NEPA ya se realizó hace más de tres décadas,

consideramos son: los responsables políticos; los organismos internacionales; los agentes socioeconómicos del sector productivo; los gestores de la administración pública; la comunidad científica; la sociedad como colectividad; y el individuo como particular.

Responsables políticos

Teniendo presente que el desarrollo sostenible representa un nuevo paradigma de modelo consolidado, aunque no del todo estructurado, los responsables políticos tienen el reto de tomar posturas valientes y responsables para impulsar y liderar este proceso de cambio. Sin embargo la experiencia nos muestra que “los gestores políticos no asumen riesgos innecesarios, sino que asumen riesgos que pueden manejar” (Clark, 2000), esto es, espacios de incertidumbre en los que puedan identificar y seleccionar preferencias de sus electores. En este sentido es positivo el hecho de que algunos responsables políticos vayan advirtiendo que individuos y organizaciones están desplazando sus campos de preferencia hacia modelos de desarrollo más sostenibles: con dinamismo económico, pero más sensibles socialmente y más respetuosos ambientalmente. Pero implantar un proceso orientado al desarrollo sostenible requiere tanto instrumentos operativos que permitan definir los objetivos y metas (estratégicos y tácticos) de ese desarrollo sostenible, como disponer de instrumentos para evaluar en forma continuada la adecuación de nuestras tomas de decisiones y actividades a ese escenario de referencia de sostenibilidad. La nueva orientación hacia el desarrollo sostenible está dando a los especialistas en evaluación ambiental una oportunidad para ayudar a los políticos del nivel más alto a usar los instrumentos de evaluación ambiental en la dirección de la sostenibilidad. La evaluación ambiental de políticas supondría, más que un mero control, la oportunidad de establecer una praxis nueva de conservación y desarrollo, situando en el centro del debate político los objetivos y las consecuencias de los modelos de desarrollo. “Los especialistas saben que la evaluación ambiental es una herramienta que puede convertir la retórica en acción; sin embargo muchos *policy-makers* aún no están convencidos de eso” (Clark, 2000). Por esto los responsables políticos deberían ser cada vez más sensibles a la demanda social de una mayor

cuando en esta ley pionera se propone un escenario de “armonía productiva entre el ser humano y la naturaleza” y la posibilidad de “satisfacer los requerimientos sociales, económicos y otros de las generaciones presentes y futuras...”. Prácticamente una declaración equivalente al concepto actual de desarrollo sostenible.

responsabilidad (control y transparencia) en sus decisiones y de una mayor participación ciudadana en la toma de esas decisiones. De esta forma, si se consigue establecer la evaluación ambiental y social de políticas, planes, programas y proyectos, y esto aparece unido al debate social cada vez mayor que se está produciendo sobre la posibilidad de un desarrollo sostenible, pueden crearse y tal vez consolidarse unas condiciones firmes para el cambio de rumbo en las políticas concretas y reformas radicales de la Administración ambiental, allí donde sean necesarias (Pardo, 2002).

Las instituciones políticas tienen tal importancia en el proceso de materialización del desarrollo sostenible que, como se ha visto, diversos autores (O'Connor, 2002; von Braunmühl & von Winterfeld, 2005) reclaman que, junto a los tres objetivos habituales del desarrollo sostenible (económico, social y ambiental) se tenga presente también una cuarta dimensión: la político-institucional. Sin embargo, como se concluye a partir de un reciente estudio realizado en 19 países (Swanson *et al.*, 2004) “la mayor parte de los gobiernos nacionales no están pensando estratégicamente sobre la transición hacia un futuro sostenible. A pesar de los significativos progresos de la última década, las naciones todavía están en estadios tempranos de aprendizaje hacia acciones efectivas estratégicas y coordinadas para el desarrollo sostenible”. Razones por las que este estudio reclama cuatro áreas de intervención prioritaria desde las acciones de gobierno de nivel nacional: (1) mejorar los mecanismos de retroalimentación, incluyendo monitorización, aprendizaje y adaptación; (2) coordinación de los objetivos estratégicos y de las iniciativas con el proceso de elaboración de los presupuestos nacionales; (3) coordinación con las acciones de desarrollo sostenible de los niveles subnacionales y locales; y (4) implementar una mezcla de iniciativas políticas y, en particular, iniciativas que reformen la fiscalidad.

Organizaciones internacionales

Las organizaciones internacionales tienen un papel determinante para liderar el nuevo modelo de desarrollo sostenible, entre los países y dentro de los propios países. Como hemos visto en el apartado de situación actual, existe un actual vacío de liderazgo internacional en el desarrollo sostenible. La Unión Europea podría jugar en este sentido un papel determinante, pero actualmente no hay indicadores que den señales en este sentido.

Los numerosos errores cometidos y las dificultades estratégicas y operativas con que nos hemos encontrado desde los países más desarrollados a la hora de poner en marcha los programas de cooperación al desarrollo nos han hecho reflexionar sobre el valor de los modelos propios de crecimiento económico, sobre el propio valor del crecimiento económico, sobre la necesidad de proteger la naturaleza y lograr un crecimiento equilibrado. De esta forma, el escenario de la cooperación internacional al desarrollo se ha configurado en el laboratorio en donde hemos podido comprender y aprender de errores y dificultades, pudiendo llegar a plantear un nuevo paradigma de desarrollo que puede tener valor de referencia en todas las economías del mundo.

El proceso económico a escala global está caracterizado por la globalización o internacionalización masiva de los mercados. Encontramos numerosos autores críticos, desde la perspectiva de la sostenibilidad, con el proceso de globalización. Entre ellos, no obstante, cabe destacar las aportaciones —desde una postura extraordinariamente crítica con el fenómeno actual de globalización— de von Braunmühl & von Winterfeld (2005) quienes plantean en su trabajo la hipótesis inicial de que “la integración de la sostenibilidad y la globalización sólo es posible si la democracia se piensa y se practica de forma diferente”, aunque —como expresan— su hipótesis no es compatible con las ideas de una gestión ambiental global.

El papel del desarrollo sostenible en la cooperación al desarrollo es fundamental para superar los errores cometidos en multitud de procesos destinados a estimular el crecimiento de los países menos desarrollados. Al incorporar la sostenibilidad como criterio operativo pueden revisarse otras necesidades que configuran los elementos de la triple línea base en los países menos desarrollados. Por ejemplo, en la dimensión social se hace necesario integrar de forma más potente y efectiva las consideraciones acerca de la salud y, en ausencia de un sistema general de evaluación del DS, que se inste a incorporar los aspectos de la salud (modificación normativa) en las EA o a la promoción directa de la EISa. Es importante resaltar que instituciones internacionales como la Organización Mundial de la Salud (OMS) y el Banco Mundial están apoyando la EISa. Sin embargo, de acuerdo con Utzinger *et al.* (2005) es necesaria una especificación metodológica más rigurosa en las EISa y la obligatoriedad de este análisis en los proyectos de cooperación al desarrollo, muy especialmente en los países en vías de desarrollo. Probablemente, unos de los retos fundamentales del desarrollo

sostenible, si atiende, como prioriza la definición Brundtland, a los más pobres del mundo, sea precisamente desarrollar una propuesta metodológica y operativa consistente para combatir un problema que afecta a casi la mitad de la población.

Agentes socioeconómicos: sistema productivo

Los retos que se presentan a los agentes socioeconómicos (fundamentalmente privados) del sistema productivo en el escenario del desarrollo sostenible son numerosos y complejos. Tienen la responsabilidad de incorporar en los procesos productivos criterios y fórmulas más ecoeficientes y más comprometidas con los trabajadores y con la sociedad en general, tienen que identificar nuevas pautas de consumo emergentes que pueden premiar o penalizar sus actividades productivas. En un escenario económico en donde la vida media de las empresas se encuentra entre los 30 y los 40 años, la apuesta por la sostenibilidad de los procesos de desarrollo también puede aportar claves importantes para la continuidad de las unidades de producción económica. Los sistemas de gestión ambiental y otras fórmulas parecidas han permitido que numerosas empresas encuentren fórmulas más eficientes, y por tanto más rentables, de sus procesos de producción. El cambio tecnológico ha sido reconocido por diversos autores como uno de los vectores más potentes para apoyar desde el sistema económico el modelo general de desarrollo sostenible. En referencia particular a los instrumentos de evaluación, los agentes económicos deben compartir los postulados del desarrollo sostenible no solamente en el nivel táctico (de proyecto o actividad) sino en los procesos de decisión más estratégicos, como son las políticas empresariales y los planes de inversión y desarrollo. Esto significa reorientar las decisiones estratégicas y tácticas del sector privado, unas decisiones que generalmente no están motivadas principalmente por el deseo de satisfacer las necesidades sociales (Goodland & Mercier, 1999), pero cuyo olvido puede acarrear consecuencias negativas no solamente sobre el sistema socioeconómico-ambiental, sino también sobre las propias empresas.

Gestores de la administración pública

Estos constituyen un agente fundamental en el compromiso con el desarrollo sostenible, son el colectivo que materializa las decisiones de alto nivel y que conecta las

decisiones administrativas con las decisiones económicas, son quienes en definitiva practican las técnicas de planificación y de evaluación. Por esta razón los gestores de la administración pública se convierten en un agente clave y crítico de la evaluación ambiental y para el progreso hacia la sostenibilidad. Ya es perfectamente conocido que no es posible el progreso hacia la sostenibilidad si no se consigue una integración razonable de las cuestiones ambientales en los análisis y decisiones socioeconómicas a todos los niveles. El papel de los agentes políticos puede ser muy importante, en una primera fase, pero inmediatamente después de producirse la decisión, es el gestor de la administración quien tiene la responsabilidad de materializar hasta el último detalle de aquella decisión. Además la integración y el análisis secuencial tiene ventajas concretas, como puede ser la economía administrativa. Por ejemplo, como sugiere Pardo (2002) puede estarse empleando recursos humanos y económicos de la administración para evaluar la viabilidad ambiental de un proyecto dado que, si hubiera habido previamente una evaluación ambiental del plan o programa, ni siquiera hubiera llegado a formularse. De esta manera, cuenta a los gestores de la administración pública tomar en consideración que los esfuerzos de coordinación, de planificación, y de integración pueden redundar favorablemente en una administración que está sistemáticamente muy limitada en sus recursos humanos y materiales. En parte por esta razón y en parte por la propia estructura de la administración, ésta se ha convertido en uno de los mayores compradores de bienes y servicios. De esta forma, la administración se encuentra en una posición privilegiada para estimular, desde la práctica de la contratación pública, las prácticas de sostenibilidad del sistema empresarial. Una tendencia que se ha venido en denominar 'contratación verde' o 'compra verde'.

Desde otra instancia fundamental, la administración pública tiene una importante responsabilidad también a la hora de desarrollar las políticas educativas, tanto en los niveles básicos como en los niveles formativos avanzados. La incorporación efectiva de la educación para la sostenibilidad en los niveles de la educación primaria y secundaria es un requisito necesario para la transición a la sostenibilidad. Sin duda también es necesario un esfuerzo para revisar el modelo educativo universitario, fuertemente compartimentado como respuesta a tendencias ya seculares, escasamente revisadas. Algo que, aunque les afecte en gran medida, los científicos y los técnicos por sí solos no van a ser capaces de resolver. Diversos autores (Clark & Dickson, 2003; Parris &

Kates, 2003; Swart *et al.*, 2004; Clark *et al.*, 2005) están marcando las pautas hacia una disciplina científica integradora y de vanguardia, en lo que viene conociéndose como ‘ciencia de la sostenibilidad’. Este planteamiento no rompe la cultura que diferencia las funciones científicas y las técnicas, sino que procura, desde una nueva ciencia, contribuir al desarrollo de una forma diferente de ‘practicar’ la técnica. Así Cash *et al.* (2003) “el ‘nuevo contrato’ para la ciencia y la ingeniería que se ha venido reclamando en muchas discusiones sobre la sostenibilidad necesita ser contemplado como un verdadero contrato, no solamente para proyectos o estudios concretos, sino para todas las carreras profesionales”.

Comunidad científica

En esta comunidad se centran los retos para los académicos e investigadores, tanto del desarrollo como de las políticas y de sus instrumentos. Los investigadores del desarrollo sostenible deberían ser capaces de avanzar de una forma más coordinada para objetivar y concretar la propuesta del desarrollo sostenible en el ámbito complejo del sistema económico-social-ambiental, pero sin sustraer la responsabilidad propia y legítima de los decisores políticos. Los investigadores de los instrumentos de evaluación deberían trabajar de forma integrada e interdisciplinar procurando instrumentos robustos, efectivos y sencillos para la evaluación, así como para la determinación técnica de los sistemas auxiliares de fijación de objetivos, metas e indicadores. A este respecto Hacking (2004) señala algunas de las tendencias que deberían incorporar los distintos instrumentos de evaluación ambiental en el nuevo escenario de desarrollo sostenible: (1) ampliar en todos los casos y decididamente el concepto de medio ambiente, para que no quede constreñido en el medio biofísico y alcance el sentido original que ha sido definido y mantenido por muy diversos autores y que alcanza también las dimensiones económicas y sociales del entorno humano y de los ecosistemas; (2) modificar los objetivos de los instrumentos de evaluación, de modo que la misma se refiera a unas metas u objetivos consistentes con una propuesta de desarrollo sostenible; (3) ampliar el enfoque para tener presente no solamente los efectos o resultados potenciales directos de las actuaciones, sino también otros efectos derivados o secundarios, ampliando el horizonte temporal hasta el medio y largo plazo;

(4) procurar un proceso de integración de técnicas y temas de forma que se disponga de instrumentos de evaluación solventes, robustos y comunes.

La práctica de la integración, dentro de las propias técnicas de evaluación y entre ellas mismas, es un reto fundamental ante el nuevo escenario del desarrollo sostenible (Brinsmead, 2005). Esta es una cuestión en la que coinciden los académicos de diversas disciplinas. Como ejemplo, desde la dimensión social Vanclay (2005) señala que “para sobrevivir en el futuro, la evaluación de impacto social necesitará incluir un nuevo lenguaje y adaptarse a las nuevas exigencias de un gran número de contextos regulatorios y no regulatorios”. Estamos obligados a encontrar una respuesta a la pregunta que formulan Clark *et al.* (2005): “¿cómo pueden integrarse mejor las tradicionales ‘islas imperio’ de la investigación, las observaciones, la evaluación y las aplicaciones en los sistemas de resolución de problemas de la ciencia y tecnología para la sostenibilidad?”. La integración, para pasar de ser una propuesta retórica, a una realidad práctica, necesita (Hacking, 2004) una visión completa del problema, que no puede obtenerse analizando pieza a pieza de forma aislada, y un decidido compromiso con la exploración de relaciones e interdependencias. Diversos autores (Bisset, 1996; Rotmans, 1999; George, 2001; Abaza, 2003) han venido destacando que los sistemas económicos, sociales y ambiental están absolutamente interconectados, de tal forma que no es posible avanzar en los requisitos del desarrollo sostenible si no se tienen en cuenta esas relaciones e interdependencias. En este sentido George & Kirkpatrick (2003) resaltan que para ir en esta dirección se necesita identificar con precisión las relaciones causales entre los impactos económicos, sociales y ambientales, y considerar los temas comunes entre esas tres dimensiones. “Un ejemplo de este esfuerzo integrador es el que requiere la evaluación de las actividades humanas, distinguidas en diferentes espacios estancos (rural, urbano, local, regional,...) que deben ponerse en relación unos con otros para entenderlos en su total complejidad, y abordar las posibles soluciones a los problemas que generan y sufren, de una forma más racional” (Pardo, 2002).

En el apartado de tendencias hemos destacado un problema de magnitud mayor al que nos enfrentamos: la potente dinámica de desintegración y la falta de colaboración entre los distintos ámbitos disciplinarios de investigación³⁵⁹. En este escenario Hacking

³⁵⁹ En Clark *et al.* (2005) se exponen diversas estrategias para la integración, desde un extremo como puede ser formalizar las ciencias sociales en la línea de la física matemática, a propuestas mixtas como la aproximación semicuantitativa o

(2004) solicita un mayor consenso para progresar en algunas de las áreas que resultan críticas a la hora de impulsar la evaluación en la dirección del desarrollo sostenible: determinar los temas³⁶⁰ que deberían tenerse en cuenta y la resolución con que deberían considerarse; establecer la extensión con la que las evaluaciones deberían comparar los impactos o explorar los efectos más que presentar una ‘base de datos’ de impactos para cada tema; y trasladar los principios del desarrollo sostenible en objetivos específicos que permitan guiar los procesos de planificación y evaluación. Desafortunadamente, como reconoce el propio autor “estos puntos no son nuevos y ya se han expuesto en la literatura durante muchos años, lo que sugiere que no son soluciones sencillas”. La integración es un reto, y aunque se están produciendo esfuerzos en este sentido, lo cierto es que se centran más en los niveles altos o estratégicos del ciclo político. Por ello no debe dejar de lado que precisamente la integración debe producirse no solamente en el ámbito académico, sino también en todos los niveles del ciclo político para alcanzar los objetivos del desarrollo sostenible.

La sociedad como colectividad de ciudadanos

La sociedad como colectividad puede manifestarse de diversas formas, tanto organizadas o formalizadas como básicamente informalizadas. Entre las primeras contamos las agrupaciones por identidades geográficas, esto es, las comunidades. También podemos considerar entre las primeras las organizaciones no gubernamentales que emergen bajo la denominación del tercer ‘sector’ con una importancia determinante. Las manifestaciones sociales informalizadas pueden identificarse desde una óptica sociológica como corrientes de pensamiento o tendencias. En este punto vamos a tratar de forma indistinta a estos conjuntos en relación con los retos que se presentan a la evaluación ambiental.

En relación con la evaluación ambiental es muy importante resaltar las observaciones de Pardo (2002), para quien “la EIA es básicamente un proceso de análisis y crítica, pero debería ser además un proceso creativo, que no se limitara a imponer restricciones y regular procedimientos, sino capaz también de generar

semidiscursiva. Estos autores ponen como ejemplo la aplicación de las técnicas semicuantitativas para analizar el Síndrome-Sahel en el nordeste brasileño.

³⁶⁰ En este sentido puede destacarse la importancia del concepto de fuerzas directrices (*driven forces*), que son los procesos fundamentales que determinan las tendencias y que pueden permitir avanzar en los objetivos específicos. El conocimiento de estos procesos que animan los distintos aspectos de las dinámicas económicas, sociales, ambientales y político-institucionales,

soluciones. La EIA debe ser también un instrumento que pueda capacitar a las poblaciones y proveerlas de la información y los recursos necesarios para compartir la responsabilidad de la evaluación y el control de los impactos medioambientales que les afectan, y participar en los procesos de decisión en cuanto a las soluciones o medidas correctoras que se propongan”. Además debemos resaltar también que la participación pública en las EA tiene un carácter extracurricular, esto es, que no forma parte de su profesión ni de su quehacer cotidiano, por lo que los colectivos, las comunidades o los individuos, realizan un especial esfuerzo de participación. Así Clark (2000), “después de preparar la cena, los servicios religiosos, la liga de fútbol, y todas las demás atenciones de su tiempo familiar, los participantes gastan su tiempo y atención en las EIA. Dado que la gente aporta su tiempo, los gestores políticos deberían contemplar la EIA y la información pública como un producto útil y que puede ayudar, no como un proceso terapéutico para gente devota del procedimiento”.

En cuanto a la apuesta por la sostenibilidad, podría ser obvio explicitar que si la sociedad no adquiere los compromisos de cambio que están relacionados con esta nueva cultura, va a ser del todo imposible invertir las tendencias insostenibles que se manifiestan, como hemos visto, de forma persistente, y conseguir un tránsito hacia la sostenibilidad. Una de las cuestiones culturales que más han remarcado las investigaciones (Norton, 2002) del compromiso social en la dirección del desarrollo sostenible es el compromiso intergeneracional. Si una sociedad no tiene clara su responsabilidad y su compromiso respecto a las generaciones futuras, toda la arquitectura conceptual del desarrollo sostenible se viene abajo. En este sentido, Norton ha identificado que son las comunidades bien estructuradas, interrelacionadas y con conciencia comunitaria las que mejor son capaces de desarrollar este compromiso intergeneracional.

En el apartado de tendencias se ha remarcado aquella que pretende impulsar un cambio en el modelo de contrato social entre la propia sociedad y la comunidad científica. Ante los nuevos objetivos de la sociedad, entre los que se encuentra el desarrollo sostenible, la sociedad debe hacer un mayor esfuerzo de inversión en el equipamiento tecnocientífico para la sostenibilidad. Pero a su vez, la comunidad científica debe comprender la importancia de obtener resultados concretos y prácticos

es una de las claves para el progreso en la transición hacia la sostenibilidad, tal y como han destacado autores como Parris & Kates (2003), Clark *et al.* (2005).

adecuados a las demandas reales de la sociedad, variando el escenario actual en donde la comunidad científica “tiende a dedicar mucha más atención a identificar los problemas que a proporcionar soluciones” (ICSU *et al.*, 2002). De esta forma la comunidad tecnocientífica debería tomar el compromiso de destinar parte del total de sus esfuerzos de las agendas de investigación y desarrollo a reflejar las metas sociales del desarrollo sostenible. En correspondencia la sociedad debería invertir una parte mayor para asegurarse de que la ciencia, la tecnología y *Wissenschaft* pueden ser movilizados adecuadamente en su papel de guiar una transición hacia la sostenibilidad, de forma que estos elementos sean capaces de cumplir su papel contribuyendo a informar la gobernanza de la noosfera de Vernadsky (Clark *et al.*, 2005).

Los individuos como particulares

Junto a su participación social, más o menos estructurada, los individuos deben tomar conciencia de que su papel es importante, por cuanto el consumo, como actividad económica de primera magnitud, incide de forma determinante en las corrientes más o menos sostenibles. Podemos preguntarnos de qué manera puede inducirse a la gente (individuo a individuo) a tomar decisiones y elecciones sobre las formas de producción y consumo que signifiquen un impacto menor sobre el medio ambiente, o de qué forma las elecciones particulares de cada individuo y las preferencias de la colectividad sobre los bienes comunes pueden compatibilizarse. Estas preguntas no tienen aún suficientes respuestas, por lo que uno de los retos a esta determinante cuestión estriba en la capacidad futura de articular investigaciones concertadas y programas de aplicación sobre incentivos que lleguen al individuo –tanto de mercado como otros diferentes-. En este sentido puede destacarse la ‘evaluación de comportamiento sostenible’ (*Sustainable Lifestyle Assessment*) (Devuyst & Hens, 2000), una técnica de evaluación en el nivel más local, o microevaluación, que permite predecir, analizar y evaluar los impactos de las decisiones ordinarias y extraordinarias que toma una persona o una familia. Por otra parte, existen ejemplos sobre cómo el cambio de percepción social (por ejemplo, respecto al sector energético) está llevando a que el consumidor elija formas de producción energética y de esta forma comience a “dirigir las decisiones sobre la energía” (Pardo, 2006). También, como hemos visto, existen casos alentadores, aunque por el momento casi anecdóticos, que sugieren que cambios

en las preferencias de los consumidores pueden mejorar de forma significativa escenarios futuros. Por ejemplo, la disposición del consumidor altruista (o concienciado) a pagar un suplemento por el café cultivado a la sombra está reduciendo la presión sobre diferentes tipos de deforestación (Parris & Kates, 2003). Pero, en todo caso, hay que resaltar el consenso creciente en torno a la necesidad de impulsar –de forma más o menos voluntaria- la reducción de los niveles de consumo (especialmente en ciertos ámbitos geográficos). Como norma general, de acuerdo con Bartelmus (1999b) “la ‘ecoeficiencia’ en la producción debe combinarse con la ‘suficiencia’ en el consumo final”.

En este marco complejo e interesante, se trata de incidir, y es una nueva insistencia que se suma a las planteadas más arriba para la cuestión metodológica actual de los instrumentos de evaluación, en la necesidad de humanizar las ciencias naturales o experimentales, y de proveer de una ética ecológica al equipamiento económico en la dirección del paradigma de desarrollo de la sostenibilidad. Ya que, como se observa, esta última empieza a ser objeto de diseño y de planificación, pero sólo incipientemente de evaluación, posiblemente porque de forma mayoritaria se ha venido presuponiendo que su propio objetivo (el desarrollo sostenible) es preferible frente a otros modelos y que por tanto su simple enunciado como objetivo no requiere de técnica de contraste. Sin embargo, en nuestra opinión, y a partir de lo que hemos analizado y expuesto hasta este punto, parece absolutamente necesario y determinante disponer de un sistema de evaluación de sostenibilidad. Un sistema que configure una guía estratégica y táctica para conducirnos, a través de una transición verificable, hacia un modelo de desarrollo sostenible.

6.5 PROPUESTA TENTATIVA: HACIA UN SISTEMA DE EVALUACIÓN DE SOSTENIBILIDAD (SES)

La propuesta tentativa que hacemos de un sistema de evaluación de sostenibilidad (SES) es consecuencia lógica de las limitaciones que hemos venido observando desde el campo de aplicación práctica de los instrumentos de las políticas ambientales preventivas, desde la ‘borrosidad’ metodológica relacionada con el ámbito operativo del desarrollo sostenible, y desde la necesidad de acciones de apoyo a los decisores dirigidas a la transición hacia el desarrollo sostenible. Se insiste sobremanera en que se trata de una propuesta tentativa³⁶¹.

Como se ha expuesto en el capítulo de desarrollo sostenible, en particular en el análisis de los distintos instrumentos de evaluación orientados al desarrollo sostenible, se observa, a partir de la propuesta de la “regla de la mano derecha” para evaluación de impacto formulada por Hacking (2004), que se hace necesario ubicar los instrumentos de evaluación de la sostenibilidad en unas coordenadas que garanticen razonablemente que: el enfoque de la evaluación incorpora de forma integrada la dimensión ambiental, económica y social; existe una eficaz integración de las técnicas y los temas, bajo pautas de combinación y comparación; y que la evaluación debe ser orientada, dentro de una visión amplia, a la consecución de objetivos (referidos a indicadores o umbrales). La integración efectiva requiere también, desde la perspectiva de los agentes que participan en el proceso de evaluación, superar la interfaz política-ciencia para redefinir un escenario de “interacción triangular entre los expertos científicos, los políticos y los ciudadanos” (Bäckstrand, 2003).

Del análisis realizado hasta el momento se desprende que las experiencias a la hora de definir nuevos instrumentos con nombres más o menos próximos al término sostenibilidad no garantizan la consistencia, ni la adecuación ni el éxito de los mismos. En cambio sí hemos podido observar que cuando los instrumentos están al menos parcialmente formalizados, llegan a obtenerse resultados más estables y duraderos en el tiempo. Algo que también puede contribuir a una mayor difusión en los ámbitos

³⁶¹ La propuesta que se presenta de sistema de evaluación de la sostenibilidad difiere sustancialmente de las referencias (Devuyt, 2000; Devuyt & Hens, 2000) al ‘sistema de evaluación de la sostenibilidad’ que mencionan en relación con los trabajos de la Agenda 21 de Ottawa, aunque tenga algunos elementos comunes, como se ha señalado en el apartado de evaluación de la sostenibilidad.

nacionales e internacionales. En este sentido, parece razonable que la propuesta para un sistema de evaluación de sostenibilidad tenga presente en la mayor medida posible los instrumentos de evaluación ambiental que existen y que están acreditados por la teoría y la práctica, e incluso normativizados, como son la evaluación de impacto ambiental y la evaluación ambiental estratégica. Ya hay una extensa práctica de este tipo de evaluaciones, y parecería conveniente aprovecharla en la medida de las posibilidades. Igual que consideramos interesante partir de estos instrumentos existentes para reformular un nuevo sistema de evaluación de la sostenibilidad, también consideramos adecuado proceder a red denominar los instrumentos. No se trata de establecer en el ámbito científico una batalla entre este o aquél nombre, o decidir si ha ganado la definición de tal o cual autor o la definición de tal o cual escuela, sino de trabajar en el diseño de un nuevo modelo de gestión realmente orientado a avanzar en la dirección del desarrollo sostenible³⁶². La propuesta que se plantea es una propuesta de integración en dos niveles: para cada uno de los instrumentos que formarán parte del sistema debe desarrollarse un proceso de integración de las tres dimensiones de la sostenibilidad, un proceso que seguramente requerirá una participación más intensa y decidida de las ciencias sociales en el procedimiento; el otro nivel de integración es aquél que debe producirse entre los distintos instrumentos de evaluación de forma que lleguen a poder participar en un genuino Sistema de Evaluación de Sostenibilidad (SES). Pero el sistema de evaluación de la sostenibilidad no solamente debe responder a un esquema de integración de las tres dimensiones (económica, ambiental y social), sino que debe responder muy especialmente a los objetivos fundamentales que motivan la propuesta de desarrollo sostenible: la prioridad en la lucha contra la pobreza y la conservación de los ecosistemas que sirven de soporte a la vida, ambos desde la perspectiva de un escenario transgeneracional. Así, la presencia de un sistema de evaluación de sostenibilidad requeriría cambios institucionales, normativos y epistemológicos.

³⁶² Esta propuesta necesita, como plantea Hacking (2004) un escenario de mayor consenso para avanzar realmente en los procesos de evaluación del desarrollo sostenible. Esta propuesta puede recogerse y ampliarse como un pacto entre los distintos agentes que participan en el diseño de las políticas, en su decisión, y en su materialización, pero también entre la comunidad científica vinculada tanto a las ciencias sociales como a las ciencias y tecnologías ambientales. Pero esto, parafraseando a Hacking, tampoco es una solución sencilla. No obstante, pensamos que al margen de ese gran pacto o consenso deseable, pero muy complicado, una de las vías para la orientación al desarrollo sostenible puede ser, como proponemos en este texto, separar lo que son la definición y fijación de las metas y objetivos del desarrollo sostenible (algo que puede ser más propio de los decisores políticos y de la sociedad participativa, con apoyatura científica) de las técnicas de control (mediante indicadores) y de evaluación (mediante procedimientos) del desarrollo sostenible, unas técnicas que pueden recaer –con más normalidad y menos interferencias– en el campo de la investigación y desarrollo científicos.

En esta línea, los instrumentos habituales de evaluación que hemos señalado (EIA y EAE) deben enriquecerse, no solamente con las aportaciones y experiencias de diversos instrumentos elaborados en los últimos años *ad hoc* en respuesta a las deficiencias prácticas del proceso de evaluación de cada ámbito territorial sino que muy especialmente, deben cambiar el enfoque del proceso. Este enfoque debe tener presente dos cuestiones claras: en primer lugar, la técnica de evaluación no debe ser nunca de tipo reactivo (en que se formula como un instrumento defensivo respecto a impactos potenciales), sino de tipo proactivo, de forma que permita conocer la forma en que podemos implementar los impactos positivos y reducir los negativos para garantizar la transición a la sostenibilidad. Como ejemplo, la pregunta no debería ser cuáles son los impactos que causa una carretera en una localidad dada, sino qué acciones pueden lograr mejorar la movilidad del entorno desde una perspectiva de sostenibilidad. En segundo lugar, una nueva práctica del sistema de evaluación debe otorgar una importancia fundamental –también en relación con lo anterior– a la forma en que somos capaces de identificar los caminos necesarios para transformar positivamente la realidad, y cuales son –en consecuencia– las metas que fijamos (con la participación diferenciada, como veremos, de los decisores políticos, la sociedad y la comunidad científica) y los indicadores que nos permiten conocer el grado de avance y la capacidad y capacitación del sistema de gestión público para acercarnos en esa dirección. La capacitación del sistema de gestión público en la dirección del desarrollo sostenible es una cuestión clave en el tema que nos ocupa. Así Swanson *et al.* (2004) “gestionamos lo que medimos. No se estará actuando estratégicamente (hacia el desarrollo sostenible) hasta que las naciones monitoricen sistemáticamente a partir de conjuntos de indicadores de sostenibilidad y empleen una mezcla de sistemas y herramientas, formales e informales, para aprender y adaptarse de acuerdo con aquellos”.

En los últimos años el espacio metodológico del desarrollo sostenible ha recibido, como hemos visto, numerosísimas aportaciones cuyo objetivo es que el desarrollo sostenible disponga de indicadores. En este punto incluso podríamos hablar de un cierto exceso en la oferta de indicadores. Pero éstos, con ser fundamentales, no son capaces por sí solos de contribuir al proceso de transición a la sostenibilidad. Los indicadores muestran puntuales, con un significado estadístico muy variado, a través de

series que pueden definir tendencias. Pero a la hora de operar el desarrollo sostenible o incluso de operar el desarrollo, deben tomarse permanentemente decisiones en todos los niveles del ciclo político, desde los niveles más altos hasta los niveles de detalle, como son los proyectos. Estas decisiones son las que pueden conducirnos en la dirección de la sostenibilidad, pero también alejarnos de ella. El paradigma de Daly nos ilustra sobre el valor de las escalas de decisión, y muestra hasta qué punto decisiones que localmente pueden tener un valor positivo en la sostenibilidad pueden no estar aportando nada, incluso restando, a la sostenibilidad global. Máxime en un mundo intensamente globalizado. En este sentido, la técnica de evaluación cuando está íntimamente referida a indicadores sí que nos permite realizar una evaluación *ex ante* de las decisiones e instrumentar un proceso de evaluación *ex post* capaz de informar y mejorar en forma continuada los procesos de decisión. Si además somos capaces de definir los umbrales de sostenibilidad a partir de los indicadores seleccionados y de la práctica de evaluación *ex ante* y *ex post*, entonces estaremos consiguiendo disponer de un sistema de evaluación continuada de la sostenibilidad.

Antes de entrar en mayor detalle conviene explicitar la razón por la que se selecciona una propuesta basada en la metodología evaluativa como sistema de apoyo al proceso de desarrollo guiado por el principio de sostenibilidad. Esta selección responde a tres cuestiones sobre: cuál es la función objetiva y metodología que se demanda, cuál es la estructura básica de esa metodología, y cuáles son las propiedades que debe tener esa metodología para ser efectiva. Como respuesta a la primera cuestión podemos afirmar que hemos seleccionado la metodología evaluativa por cuanto, como se ha visto y siguiendo a Voogd (1983) representa un conjunto de “procedimientos y técnicas que ayudan al planificador a, tan objetivamente como sea posible, inventariar, clasificar y manejar convenientemente la información necesaria para una elección, de manera que los diversos participantes de un proceso planificador sean capaces de hacer la elección de la manera más responsable”, lo que refleja con precisión las necesidades de un instrumento de guía para la sostenibilidad. En segundo lugar, respecto a cuáles han de ser los componentes básicos de la evaluación, y aunque ya están en parte sugeridos por Voogd (inventariar, clasificar y manejar la información para una elección), pueden completarse atendiendo a los planteamientos de Vanclay (2003) para quien hay un elevado consenso sobre la necesidad de que la evaluación responda a tres

procesos interrelacionados: análisis, monitorización y gestión. En último lugar exponemos de acuerdo con Nilsson *et al.* (2005) las tres propiedades básicas que debe tener un método de evaluación para ser efectivo: aplicabilidad política, lo que significa que sus operaciones y resultados puedan ser considerados e incluidos en el ciclo político; validez y credibilidad científica; y legitimidad ante todos los agentes participantes en el proceso y muy especialmente ante la sociedad. La combinación de estas tres posibilidades puede identificarse también a través de una cualidad integrativa como es la reputación.

El sistema de evaluación de la sostenibilidad (SES) que se propone tentativamente estaría conformado por dos grupos operativos de la metodología evaluativa que trabajan en paralelo y que, figuradamente, consideramos el motor y el cuadro de mandos. El motor para garantizar el movimiento hacia la sostenibilidad estaría constituido por un conjunto de instrumentos de evaluación sobre los diferentes niveles del ciclo político (políticas/iniciativas legislativas, planes/programas, proyectos) que se evalúan de forma integrada y continuada pero específicamente antes, durante y después de las decisiones. El cuadro de mandos estaría configurado por un conjunto de indicadores sensibles respecto a los diferentes niveles del ciclo político y respecto a las dimensiones consideradas para el desarrollo sostenible, que pueden ir perfeccionándose en un proceso de retroalimentación; así como unos umbrales – referidos a los propios indicadores- capaces de informar sobre el desplazamiento hacia formas más sostenibles. Este cuadro de mandos y motor deben estar acompañados, aunque no forma parte del sistema, de un elemento fundamental, como son las metas y los objetivos específicos, que deben estar referidos (y a la inversa) a indicadores. Las metas y los objetivos específicos constituyen, por así decirlo, el plano de situación en la dirección de la sostenibilidad. Metas y objetivos que son definidos –en un proceso aparte del sistema de evaluación- mediante la metodología propia para establecer estrategias de desarrollo sostenible (en nivel internacional, nacional o regional) o en la propia de la Agenda 21 Local.

En la figura 6.1 adjunta se expone, de forma muy esquemática, el proceso cíclico e interactivo que supone la propuesta de sistema de evaluación de sostenibilidad que proponemos.

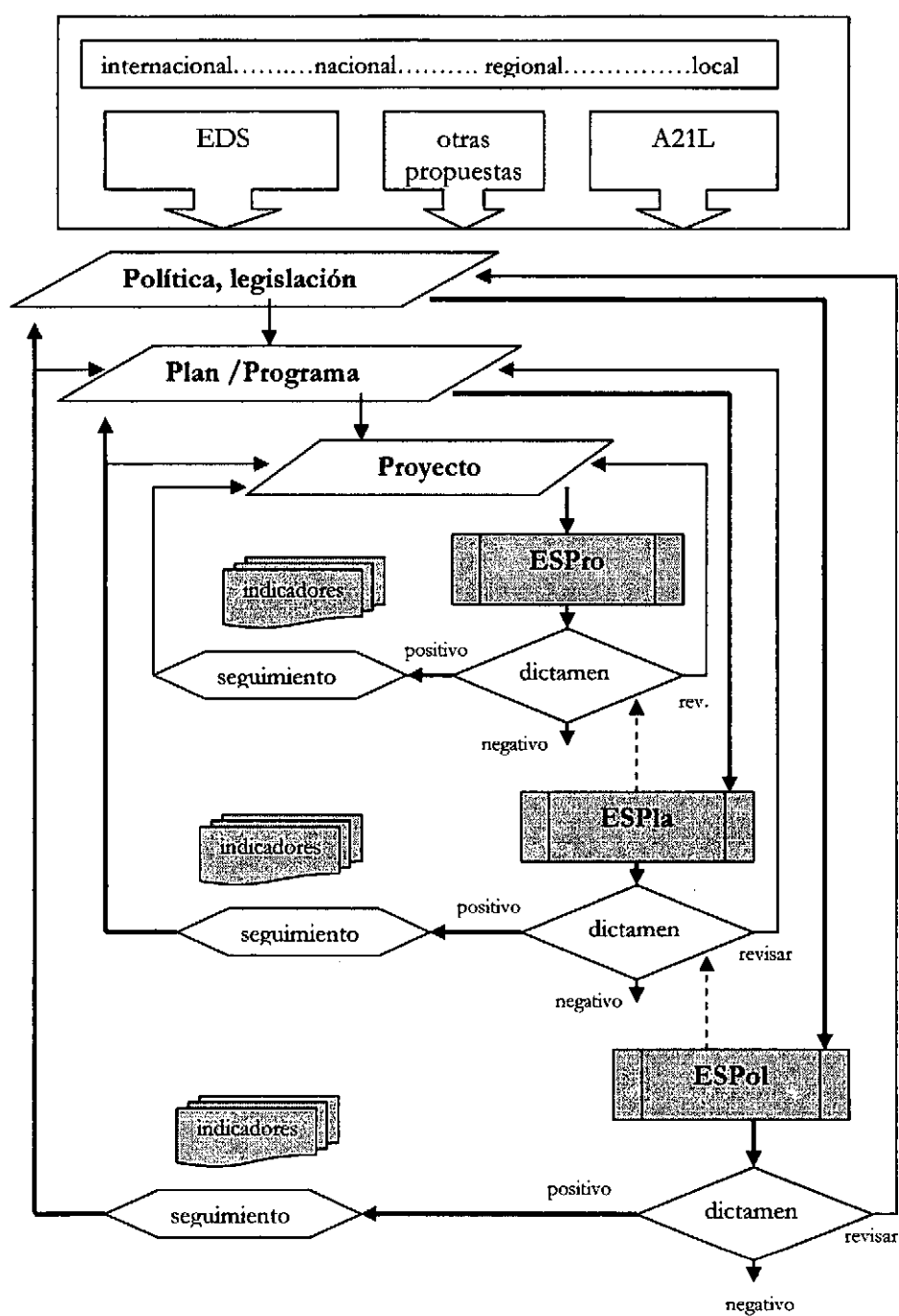


Figura 6.1 Esquema de proceso general del Sistema de Evaluación de Sostenibilidad (SES) (elaboración propia)

Respecto a los instrumentos de evaluación de la sostenibilidad se plantea que estén íntimamente relacionados con tres grandes niveles del ciclo político, esto es, del ciclo de decisión: un nivel superior, referido a las iniciativas legislativas y a las políticas, un nivel intermedio referido a los planes y programas, y un nivel de más detalle referido a

los proyectos o actividades concretas. Para el primero de ellos se plantea una reformulación específica a partir de la evaluación ambiental estratégica, estructurada específicamente para responder a las particularidades de este nivel. Entendemos que la notación de un instrumento de este tipo podría ser del tipo: evaluación de sostenibilidad de políticas (ESPol). Se sugiere que la metodología sea robusta, sencilla y versátil, y que pueda responder a los requerimientos de los principios de Bellagio y Lawrence dando un perfil fuerte de sostenibilidad. Se sugiere además que la ESpol esté adaptada a los principios guía y buenas prácticas para la EAE de políticas e iniciativas legislativas propuesta por Sadler (2005).

Para el nivel intermedio del ciclo de decisión, planes y programas, puede partirse de un instrumento con metodología ya bastante avanzada y contrastada como es el caso de la evaluación ambiental estratégica (EAE) de planes y programas, pero extendida en las dimensiones económica y social del DS. En este caso la revisión metodológica para adaptarla adecuadamente a la evaluación de la sostenibilidad puede hacerse atendiendo, como mínimo, a los principios de Bellagio y Lawrence para obtener un perfil fuerte de sostenibilidad. Este nuevo instrumento debería estar referido a indicadores y umbrales propios del nivel intermedio de decisión. Este nuevo instrumento podría denominarse evaluación de la sostenibilidad de planes (ESpla).

Para el nivel de detalle del ciclo de decisión, los proyectos, puede partirse de la EIA. Pero este instrumento necesita también extenderse para abordar inequívoca y equilibradamente el concepto amplio de medio ambiente o las bases de orientación para el desarrollo sostenible, lo que es el triple enfoque: económico, social y ambiental. Asimismo, la nueva EIA debe estar relacionada con indicadores y umbrales tácticos de sostenibilidad, y su expresión como declaración de impacto (en este caso, de 'sostenibilidad') debe estar referida y acompañada por medidas correctoras, compensatorias o de cualquier tipo que contribuyan a garantizar la sostenibilidad en el nivel táctico. En cualquier caso debe asegurarse que la nueva evaluación de sostenibilidad en el nivel de proyectos responde adecuadamente a todos los requerimientos de los principios de Bellagio para la evaluación de la sostenibilidad, configurando un 'perfil fuerte de sostenibilidad'. La propuesta de denominación puede ser: evaluación de la sostenibilidad de proyectos (ESpro).

Pero no basta con que se configuren los tres instrumentos propuestos. Sino que además debe establecerse un conjunto de procesos y relaciones organizadas entre todos ellos, y entre ellos y las fases del ciclo de decisión y de los niveles geográficos de intervención (internacional, nacional, regional y local) para alcanzar un perfil máximo de sostenibilidad. De esta forma, el conjunto de los tres instrumentos constituirían el motor de un sistema, denominado sistema de evaluación de la sostenibilidad (SES).

Como se ha expuesto más arriba, el SES requiere la existencia de un conjunto de indicadores (que, por ejemplo, bien pueden referirse a cada nivel del ciclo de decisión y a cada dimensión de la sostenibilidad), así como especialmente a un conjunto de umbrales diferenciados, informados tecnocientíficamente pero apoyados también en la participación pública. En este sentido es necesario implantar una red de información acerca de la evolución de los indicadores de sostenibilidad aceptados, que permita, asimismo evaluar el cumplimiento o incumplimiento de los objetivos específicos.

Tanto el motor del sistema como el cuadro de mandos deben responder a un perfil máximo de sostenibilidad, por lo que deberá corresponder, como mínimo, a los principios generales y operativos del desarrollo sostenible, a los principios de Bellagio y Lawrence para evaluación de sostenibilidad, y a las propuestas de Devuyst (1999,2000), Gibson *et al.* (2001), Hacking (2004), y Sadler (2005).

De esta manera el SES debe estar enmarcado y referenciado a un conjunto de metas y objetivos específicos de sostenibilidad en los ámbitos estratégico y táctico, que sirven de guía para conducir el proceso y para realimentar el propio panel de indicadores. Así, el sistema de evaluación de la sostenibilidad tiene como objeto fundamental garantizar que las decisiones del ciclo político responden incrementalmente de forma coherente, por encima de unos umbrales determinados, y a través de los objetivos específicos hacia las metas señaladas. Esta aportación apoya aún más la orientación de los procesos de decisión hacia un tipo basado en evidencias. Para lo cual es necesario contar con esquemas de gestión capaces de llegar a formular metas y objetivos de sostenibilidad en sus diferentes escalas.

Una vez definido el esquema general propuesto para un sistema de evaluación de sostenibilidad (SES), conviene esbozar el esquema operativo (y por tanto la participación de los diferentes agentes) sobre el que se haría necesario apoyar estos instrumentos de políticas para la sostenibilidad. En este caso quién o cómo se fijan las

metas y los objetivos adquiere un valor singular y sustantivo que ha de ser aclarado. En nuestra opinión, la participación pública debe centrarse preferiblemente a la hora de fijar las metas y objetivos específicos; así como a la hora de valorar el cumplimiento de los objetivos específicos. Desplazamos el peso del proceso de la evaluación a la fijación de las metas y, especialmente de los objetivos. De esta forma, la evaluación de sostenibilidad se convierte en un instrumento más operativo que interpretativo, resolviendo algunos de los problemas derivados de la gestión participativa. Este planteamiento es muy importante, porque desplaza el foco de atención de la tipología o forma en que se evalúa una u otra cuestión, algo que ya puede quedar más claro desde el punto de vista metodológico, al punto en donde se encuentran las dificultades: ¿cómo materializamos la propuesta de desarrollo sostenible?, ¿qué metas y objetivos en los alcances tácticos y estratégicos nos definimos?, ¿cómo fijamos los objetivos y las metas?, ¿cuál es la evolución de nuestros indicadores?. Nos parece muy importante la idea de desplazar el centro de atención y de resolución de conflictos desde los instrumentos de evaluación hacia la determinación de las metas y los objetivos. Se hace fundamental el papel de la comunidad científica a la hora de identificar también las fuerzas directrices, esto es, los mecanismos o procesos que realmente pueden incidir en el proceso de transformación y cambio social hacia un modelo de desarrollo sostenible.

En este punto podemos abrir una reflexión sobre ¿quién y cómo debe evaluar?. Los agentes responsables de un proceso de evaluación tienen una importancia determinante en el resultado del proceso. Los órganos de evaluación deberían ser independientes del sistema productivo y del sistema de gestión administrativa. Algunas de las condiciones que debería mantener esta instancia de evaluación y seguimiento son: independencia, autonomía, transparencia y reputación. Los actuales procedimientos de evaluación ambiental, en los que se establece un equilibrio dinámico entre el promotor del proyecto, la administración sustantiva y la administración ambiental, a pesar de estar resolviendo de forma razonablemente satisfactoria la función de evaluación, no siempre están alcanzando los niveles de credibilidad y reputación necesarios. Diversos autores han propuesto fórmulas para afrontar estas necesidades. Así, Shrader-Frechette (1997) propone, frente al que considera escaso control político sobre la evaluación y gestión de riesgos, el establecimiento de lo que denomina un “tribunal científico” formado tanto por científicos como por ciudadanos

no expertos. El objetivo de este tribunal sería proporcionar información técnica relevante en relación con impactos o tecnologías. Aunque la propuesta del autor tiene sentido, tampoco responde por completo a las necesidades objetivas que se han señalado más arriba. De acuerdo con Cash *et al.* (2003) los mejores resultados para implantar el DS se obtienen con organizaciones que superan los límites tradicionales de las instituciones 'políticas' o 'científicas', buscando un espacio propio entre los mundos de la acción y del conocimiento, y que por tanto no responde exclusivamente a las normas de ninguno de estos dos mundos. En este punto podría ser interesante disponer de un organismo autónomo e independiente, donde los modelos más aproximados pueden encontrarse en la fórmula del valedor del pueblo, o incluso en los tribunales de cuentas, en donde también se hace preciso que tengan una continuidad e independencia más allá de los ciclos políticos.

Como se ha expuesto al inicio, esta propuesta de sistema de evaluación de sostenibilidad tiene carácter tentativo, por lo que de considerarse su interés podría ser adecuado un desarrollo posterior más preciso, profundo y formalizado.

La propuesta que se presenta estaría orientada a aportar una perspectiva para el diseño de un sistema que permitiera reducir las distancias entre los políticos que toman las decisiones, los gestores que practican los instrumentos de las políticas públicas, los investigadores que trabajan en las ciencias que se ocupan del desarrollo y de la ecología, y la sociedad en general. La propuesta tentativa de sistema de evaluación de la sostenibilidad (SES) pretende contribuir, desde una demanda que aparece implícita y explícitamente en diversos estudios, al diseño de un sistema determinado, transparente y efectivo al objeto de ofrecer un referente común para avanzar juntos en la dirección del desarrollo sostenible.

En San Fins de Sales, Vedra (A Coruña), mayo de 2006

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abaza, Hussein (2003)** "The Role of Integrated Assessment in Achieving Sustainable Development" in: *New Directions in Impact Assessment For Development: Methods and Practice*, Enterprise Development Impact Assessment Information Service (EDIAIS), Manchester
<http://www.enterprise-impact.org.uk/conference/conferencepapers.html>
- Abaza, H. & Hamwey, Robert (2001)** *Integrated Assessment as a Tool for Achieving Sustainable Trade Policies*, United Nations Environment Programme (UNEP), 28 pp.
- Abramovitz, M. (1956)** "Resource and Output Trends in United States Since 1870", *American Economics Review, Papers and Proceedings*, vol. 46, May, pp. 5-23
- Adhikari, Bhim & Lovett, Jon C. (2006)** "Transaction costs and community-based natural resource management in Nepal", *Journal of Environmental Management*, n. 78, pp. 5-15
- Adriaanse, A.S.; Brigezu, A.; Hammond, Y.; Moriguchi, E.; Rodenburg, D.; Rogich, H. & Schutz, H. (1997)** *Resource Flows: The Material Basis of Industrial Economies*, World Resource Institute, Wuppertal Institute, Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, National Institute for Environmental Studies Japan, WRI Report, Washington, D.C.
- Aghion, P. & Howitt, P. (1992)** "A model of growth through creative destruction", *Econometrica*, 60, pp. 323-351
- Aguilar Fernández, S. (1997)** El reto del medio ambiente. Conflictos e intereses en la política medioambiental europea, Ed. Alianza Universidad, Madrid, 1997
- Aguilera Klink, F. (2001)** "Cambios sociales e institucionales para la gestión ambiental", *Boletín CF+S*, 19, Ed. Instituto Juan de Herrera, 2001, www.habitat.aq.upm.es/boletin/n19/afagu.html
- Allen, Robert (1980)** *How to Save the World*, Barnes and Noble Books, Totowa, New Jersey (based on IUCN, 1980)
- Alpert, Peter (1995)** "Incarnating Ecosystem Management", *Conservation Biology*, 9, 4 August 1995, pp. 952-955
- Álvarez-Campana, J.M. (2002)** *Evaluación de impacto ambiental: técnicas, procedimientos y normativa*, Curso de Gestión Ambiental en la empresa, Escuela de Organización Industrial (EOI) y ETSICCP de la Universidad de A Coruña, A Coruña, 187 pp.
- Álvarez-Campana, J.M. (2003a)** "Poblado de los artistas de Ntobo, Guinea Ecuatorial: una propuesta de desarrollo sostenible aplicado a la cooperación internacional al desarrollo" in: *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*, Erias, A. (coord.). Ed. Diputación Provincial de A Coruña, Universidade de A Coruña y Universidad Internacional Menéndez Pelayo, A Coruña, 2003, pp. 275-300
- Álvarez-Campana, J.M. (2003b)** "La evaluación de impacto ambiental como instrumento de gestión para la sostenibilidad local" in: *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*, Erias, A. (coord.). Ed.

Diputación Provincial de A Coruña, Universidade de A Coruña y Universidad Internacional Menéndez Pelayo, A Coruña, 2003, pp. 517-540

Álvarez-Campana, J.M.; García, A.A.; Santamarina, J.; García, J.L.; Anchústegui, E.; Quirós, F.; Lozano, M.L.; Villoch, V.; & Céspedes, A. (2004) *Bases para la tramitación y gestión ambiental de los parques eólicos de Galicia*, Ed. Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia y Asociación Eólica de Galicia, Santiago de Compostela, 2004, 100 pp.

Amouzegar, Mahyar A. & Moshirvaziri, Khosrow (2001) "Strategic management decision support system: An analysis of the environmental policy issues", *Environmental Modelling and Assessment*, Vol. 6, pp. 297-306

Andrews, R.N.L. (1997) The unfinished business of national environmental policy, in: *Environmental Policy and NEPA*, Clark, R. & Canter, L. Eds., St. Lucie Press, Boca Raton, Florida

Annandale, David; Bailey, John; Ouano, Ely; Evans, Warren & King, Peter (2001) "The potential role of strategic environmental assessment in the activities of multi-lateral development banks", *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21 (5), pp. 407-429

Appiah-Opoku, Seth (2001) "Environmental impact assessment in developing countries: the case of Ghana". *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21 (2001), pp. 59-71

Arce Ruiz, Rosa M. (2002) *La evaluación de impacto ambiental en la encrucijada. Los retos del futuro*, Ed. La Ley, Madrid, 2002, 393 pp.

Arce Ruiz, Rosa & Gullón, Natalia (2000) "The application of Strategic Environmental Assessment to sustainability assessment of infrastructure development", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20 (3), pp. 393-402

Arrow, K.; Boling, B.; Costanza, R.; Dasgupta, P.; Folke, C.; Holling, S.; Jansson, B.O.; Levin, S.; Mäler, K.G.; Perrings, C. & Pimentel, D. (1995) "Economic growth, carrying capacity and the environment", *Science*, vol 268, pp. 520-1

Avenell, Simon & Thompson, Herb (1997) "Competitive markets and the environment: a critical examination of orthodox economics", *Democracy and Nature*, Vol. 3, No. 3 (9), pp. 107-128

Ayala-Carcedo, F.J. (coord.) (1996) *Evaluación y corrección de Impactos Ambientales*, 3ª ed., Serie Ingeniería Geoambiental, Instituto Tecnológico GeoMinero de España (ITGE), Madrid, 301 pp.

Azqueta Oyarzun, Diego (1994) Valoración económica de la calidad ambiental, Ed. McGraw-Hill, Madrid, 299 pp.

Bacaria Colom, J. & Congleton, R.D. (1999) "Políticas y decisiones públicas medioambientales" in: *Economía y Medio Ambiente*, Díaz Mier, M.A. & Galindo Martín, M.A. (eds). Ed. Biblioteca Nueva, Madrid, 1999, pp. 79-112, cap. 3

Bäckstrand, Karin (2003) "Civic Science for Sustainability: Reframing the Role of Experts, Policy-Makers and Citizens in Environmental Governance", *Global Environment Politics*, Vol. 3 (4), pp. 24-41

Baker, S. (1996) "Environmental policy in the European Union: Institutional dilemmas and democratic practice", in: Lafferty, W.M. & Meadowcroft, J. (eds.) *Democracy and the Environment. Problems and prospects*, Cheltenham, 1996

- Baker, S.; Kousis, M; Richardson, D. & Young, S. (eds) (1997)** *The Politics of Sustainable Development*, Routledge
- Barbier, Edward B. (1987)** "The concept of sustainable economic development" *Environmental Conservation*, 14(2), pp. 101-110
- Barde, Jean-Philippe & Pearce, David (eds.) (1991)** *Valuing the Environmen, Six Case Studies*, Earthscan Publications, London, 271 pp.
- Barro, R.J. (1990)** "Government spending in a simple model of endogenous growth", *Journal of Political Economy*, vol. 98, n. 5, pp. 103-125
- Barro, R.J. & Sala i Martín, X. (1995)** *Economic growth*, McGraw Hill, London, 1995
- Bartelmus, Peter (1999a)** Sustainable Development –Paradigm or Paranoia?, *Wuppertal Papers*, No. 93, Mai 1999, Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy, Wuppertal, Germany, 12 pp.
- Bartelmus, P. (1999b)** Economic Growth and Patterns of Sustainability, *Wuppertal Papers*, No. 98, Novembre 1999, Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy, Wuppertal, Germany, 16 pp.
- Batabyal, A.A. (2000)** "Quantifying the transient response of ecological-economic systems to perturbations". *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (1), pp. 125-133
- Baxter, Tom; Bebbington, Jan & Cutteridge, David (2002)** "The Sustainability Assessment Model (SAM)", SPE International Conference on Health and Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production, Kuala Lumpur, Malaysia, March 2002
- Beanlands, G.E. & Duinker, P.N. (1984)** "An ecological framework for Environmental Impact Assessment", *Journal of Environmental Management* 18: 267-277
- Bear, Dinah (1989)** "NEPA at 19: A Primer on an "Old" Law with Solutions to New Problems" *Environmental Law Reporter*, 19 Env'tl.L.Rep (Environmental Law Institute) 10060, 10 pp
- Beck, Eckardt C. (1979)** "The Love Canal Tragedy", *EPA Journal*, January 1979
- Bisset, R. (1996)** *UNEP ELA Training Resource Manual – ELA: Issues, Trends and Practice*, Scott Wilson Resource Consultants for United Nations Environment Programme (UNEP), Division of Technology, Industry and Economics, Geneva (ref. on line) www.cenn.org/Books/bisset
- Bleischwitz, Raimund (2003)** Governance of Sustainable Development. Towards Synergies between Corporate and Political Governance Strategies, *Wuppertal Papers*, No. 132, August 2003, Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy, 39 pp.
- Bond, R.; Kirkpatrick, Colin & Lee, Norman (2000)** "Integrated Impact Assessment for sustainable development: Case studies and some preliminary conclusions", Impact Assessment for Sustainable Development Unit, Working Paper Series, Paper No 1, Institute for Development Policy and Management (IDPM), University of Manchester, 26 pp.
- Bond, R.; Curran, J.; Kirkpatrick, C.; Lee, N.; Francis, P. (2001)** "Integrated impact assessment for sustainable development: a case study approach", *World Development*, 29 (6), pp. 1011-24

- Bono, Emèrit (2003)** "Notas sobre el desarrollo sostenible: el caso valenciano" in: *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*, Erias, A. (coord.). Ed. Diputación Provincial de A Coruña, Universidade de A Coruña y Universidad Internacional Menéndez Pelayo, A Coruña, 2003, pp. 239-259
- Booth, W.C., Colomb, G.G. & Williams, J.M. (1995)** *The Craft of Research*. University of Chicago Press
- Boulding, K. (1966)** "The economics of the coming Spaceship Earth", in: H. Jarret (ed.) *Environmental quality to a growing economy*, Baltimore: Johns Hopkins University Press, pp. 3-14
- Brinsmead, Thomas S. (2005)** "Integrated Sustainability Assessment. Identifying Methodological Options", Report to the Joint Academies Committee on Sustainability of the National Academies Forum, Australia, 210 pp www.naf-forum.org.au/papers/Methodology-Brinsmead.pdf
- Brouwer, Roy & van Ek, Remco (2004)** "Integrated ecological, economic an social impact assessment of alternative flood control policies in the Netherlands", *Ecological Economics*, Vol. 50 (1-2), pp. 1-21
- Brown, Becky J.; Hanson, Mark; Liverman, Diana; Merideth, Robert Jr. (1987)** "Global Sustainability: Toward Definition", *Environmental Management*, 11(6), pp. 713-719
- Brown Jr, G. & Henry, W. (1989)** *The Economic Value of Elephants*, London Environmental Economics Centre, Discussion Paper 89-12, 1989
- Bruhn-Tysk, Sara & Eklund, Mats (2002)** "Environmental impac assessment –a tool for sustainable development? –A case study of biofuelled energy plants in Sweden", *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 22 (2), pp. 129-144
- Burdge, R.J. (2003)** "Benefiting from the Practice of Social Impact Assessment", *Impact Assessment and Project Appraisal*, 21(3), pp. 225-229
- Buselich, Kathryn (2002)** An outline of current thinking on sustainability assessment (A background paper prepared for the Western Australian State Sustainability Strategy), Institute for Sustainability and Technology Policy, Murdoch University, Western Australia, 56 pp.
- Cabrera Cabrera, Miguel (1987)** "La evaluación de impacto ambiental", *Revista de Obras Públicas*, noviembre 1987, num. 134 (3263), pp. 737-743
- Calderón, E.J. (2000)** "An applied meted for the assessment of sustainability of urban pilot projects", *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (3), pp. 289-298
- Caldwell, Lynton Keith (1993)** *Ecología, ciencia y política medioambiental*, Ed. McGraw-Hill/Interamericana de España, Madrid, 251 p.
- Caldwell, L.K. (1998)** *The National Environmental Policy Act: An Agenda for the Future*. Indiana University; Bloomington: Indiana University Press, 209 pp.
- Caldwell, L.K. (2000)** "Preface", in: *Perspectives on Strategic Environmental Assessment*, Partidário & Clark (eds.) Ed. Lewis Publishers/CRC Press LLC, Florida
- Caldwell, L.K. & Weiland, P.S. (1996)** *International Environmental Policy: From Twentieth to the Twenty-first Century*, Duke University Press, Durham

- Canas, Ângela; Ferrao, Paulo & Conceição, Pedro (2003)** "A new environmental Kuznets curve? Relationship between direct material input and income per capita: evidence from industrialised countries", *Ecological Economics*, Vol. 46 (2), pp. 217-229
- Canter, Larry.W. (1999)** "Cumulative effects assessment", in: Petts, J. (ed) *A handbook of environmental impact assessment*, Blackwell Science, Oxford, pp. 405-440
- Canter, Larry W. (2000)** Manual de Evaluación de Impacto Ambiental, 2ª ed., McGraw-Hill, 2000, 841 pp. (*Environmental Impact Assessment*. McGraw-Hill, Inc. USA, 1996)
- Caratti, P.; Dalkmann, H.; & Jiliberto, R. (2004)** *Analysing strategic environmental assessment: towards better decision-making*, Edward Elgar, Cheltenham
- Carson, Rachel Louise (1962)** *Silent Spring* (Ed. española: Primavera Silenciosa, Crítica, 2001, 255 pp.)
- Cash, D.W.; Clark, W.C.; Alcock, F. et al. (2003)** "Knowledge systems for sustainable development", *Proceedings National Academy Sciences USA*, num. 100, pp. 8086-8091
- Cassels, Jaime (1993)** *The Uncertain Promise of Law: lesson from Bhopal*, University of Toronto Press Incorporated, 1993
- Chaker, A.; El-Fadl, K.; Chamas, L. & Hatjian, B. (2006)** "A review of strategic environmental assessment in 12 selected countries", *Environmental Impact Assessment Review*, 26, pp. 15-56
- Chakrabarti, Snigdha & Mitra, Nita (2005)** "Economic and environmental impacts of pollution control regulation on small industries: a case study", *Ecological Economics*, Vol. 54 (1), pp. 53-66
- Che, Xiuzhen; Shang, Jincheng & Wang, Jinhua (2002)** "Strategic Environmental Assessment and its development in China", *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 22 (2), pp. 101-109
- Cheng, L.K. & Dinopoulos, E. (1992)** "Schumpeterian Growth and International Business Cycles", *American Economic Review*, Papers and Proceedings 82, pp. 409-414
- Cherp, A. (2001)** "EA legislation and practice in Central and Eastern Europe and the former USSR: A comparative analysis" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21 (4), pp. 335-361
- Ciriacy-Wantrup, S.V. (1968)** *Resource Conservation: Economics and Policies*, 3rd ed., University of California, Division of Agricultural Science, Berkeley, California
- Clapp, Jennifer (2005)** "Global Environmental Governance for Corporate Responsibility and Accountability", *Global Environmental Politics*, Vol. 5 (3), pp. 23-34
- Clark, William .C. (1989)** Managing planet Earth, *Scien. American*, num. 261(3), pp. 47-54
- Clark, W.C. & Dickson, N.M. (2003)** "Sustainability science: The emerging research program", *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA*, vol. 100, no. 14, pp. 8059-8061
- Clark, W.C. & Munn, R.E. (1986)** *Sustainable Development of the Biosphere*, Cambridge University Press
- Clark, W.C.; Crutzen, P.J. & Schellnhuber, H.J. (2005)** "Science for Global Sustainability: Toward a New Paradigm", CID Working Paper No. 120, Center for International Development, Harvard University, Cambridge, MA, 28 pp.
- Clark, Ray (2000)** "Making EIA Count in Decision-Making", in: *Perspectives on Strategic Environmental Assessment*. Partidário & Clark (eds.) Ed. Lewis Publishers/CRC Press LLC, Florida, chap 2, pp. 15-27

- Clarke, R. & Timberlake, L. (1982)** *Stockholm Plus Ten –Promises, Promises? The Decade Since the 1972 UN Environment Conference*, Earthscan Publications, London, 1982
- Cleveland, Cutler J. (2003)** “Biophysical Constraints to Economic Growth”, in Al Gobaisi, D. (ed) *Encyclopedia of Life Support Systems*, EOLSS Publishers Co., Oxford, UK, 28 pp.
- Coase, R. (1960)** “The Problem of Social Cost”, *Journal of Law and Economics*, October 1960
- Cohen, J.E. (1995a)** *How Many People Can the Earth Support?*, W.W. Norton, New York
- Cohen, J.E. (1995b)** “Population growth and Earth’s human carrying capacity”, *Science*, num. 269; pp. 341
- Colby, M. & Sagasti, F. (1992)** “Ecodevelopment and Perspectives on Global Change from Developing Countries”, in: Choueri, N. (ed.) *Global Change: Environmental Challenges and International Responses*, MIT Press, Cambridge
- Cole, Matthew (2004)** “Trade, the pollution haven hypothesis and the environmental Kuznets curve: examining the linkages”, *Ecological Economics*, Vol. 48 (1), pp. 71-81
- Comisión de las Comunidades Europeas (CCE) (2001)** *Desarrollo sostenible en Europa para un mundo mejor: Estrategia de la Unión Europea para un desarrollo sostenible*. Comunicación de la Comisión COM (2001)264 final, Propuesta de la Comisión ante el Consejo Europeo de Gotemburgo, 18 pp.
- Commission of the European Communities (CEC) (1993)** *Report of the implementation of Directive 85/337/EEC on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment*, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 1993
- Comisión Europea (CE) (1990)** *Libro Verde sobre el medio ambiente urbano*, Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento, COM(90)218
- Comisión Europea (CE) (1997)** *Common Methodology for Multi-modal Trans-European Transport Networks-Deliverable 1*, COMMUTE-MEET Consortium, 1997
- Conesa Fernández-Vitoria, V. (1995)** *Guía metodológica para la evaluación de impacto ambiental*, 2ª ed. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 390 pp.
- Conferencia Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CNUMAD) (1992)** “*Agenda 21:El Programa de Naciones Unidas de Acción de Río*” Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo, United Nations Publication
- Costanza, Robert (ed.) (1991)** *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, Columbia University Press, New York
- Costanza, R. & Cornwell, L. (1992)** “The 4P approach to dealing with scientific uncertainty”, *Environment* 34 (9): 12-20
- Costanza, Robert & Daly, Herman E. (1987)** “Toward an ecological economics”, *Ecological Modelling*, Vol. 38 (1-2), September 1987, pp. 1-7
- Costanza, R.; d’Arge, R.; de Groot, R.; Faber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O’Neill, R.; & Paruelo, J. (1997)** “The value of the World’s ecosystem services and natural capital”, *Nature*, May, 387, pp. 253-260

- Council for Scientific and Industrial Research (CSIR) (1996)** *Strategic Environmental Assessment: A Primer*, Council for Scientific and Industrial Research (CSIR), Stellenbosch, South Africa
- Council on Environmental Quality (CEQ) (1971)** *CEQ Guidelines*, 40 CFR 1508.7, issued 23 April 1971.
- Council on Environmental Quality (CEQ) (1973)** "Preparation of Environmental Impact Statements: Guidelines". *Federal Register*, vol. 38 num. 147, 1973 pp. 20550-20562
- Council on Environmental Quality (CEQ) (1978)** *Regulations for Implementing the Procedural Provisions of the National Environmental Policy Act*. 40 CFR parts 1500-1508 CEQ, Executive Office of the President, 1978
- Council on Environmental Quality (CEQ) (1979)** *Agency Implementing Procedures Under CEQ's NEPA Regulations* CEQ, Executive Office of the President, 1979
- Council on Environmental Quality (CEQ) (1986)** *Forty Most Asked Questions Concerning CEQ's National Environmental Policy Act Regulations* CEQ, Executive Office of the President, 1986
- Council on Environmental Quality (CEQ) (1997a)** *Considering Cumulative Effects Under the National Environmental Policy Act*. CEQ, Executive Office of the President, January 1997, 64 pp.
- Council on Environmental Quality (CEQ) (1997b)** *The National Environmental Policy Act: A Study of Its Effectiveness After Twenty-five Years*. CEQ, Executive Office of the President, 1997, 49 pp.
- Cross, Michael (1991)** "Minamata and the Search for Justice", *New Scientist*, February 16, 1991
- Crutzen, P.J. (2002)** "The Anthropocene: Geology of mankind", *Nature*, 415, p.23
- Cunha, Icaro (2005)** "Desarrollo sostenible en la costa brasileña", *Revista Galega de Economía*, vol. 14, num. 1-2, pp. 1-14
- Curtis, Fred (2003)** "Eco-localism and sustainability", *Ecological Economics*, vol. 46 (1), pp. 83-102
- Dalal-Clayton, D.B. & Sadler, B. (1999)** *Strategic Environmental Assessment: a rapidly evolving approach*, Environmental Planning Issues, n. 18, International Institute for Environmental and Development, IIED, London
- Dalal-Clayton, D.B. & Sadler, B. (2003)** *The Status and Potential of Strategic Environmental Assessment* Draft, The United Nations Environmental Programme (UNEP), Oxford
- Dalby, Simon (2004)** "Ecological Politics, Violence, and the Theme of Empire", *Global Environmental Politics*, Vol. 4 (2), pp. 1-11
- Daly, Herman E. (1986)** "Thermodynamic and economics concepts as related to resource-use policies: comment", *Land Economics*, 62(3), pp. 319-332
- Daly, H.E. (1990)** "Toward some operational principles of sustainable development", *Ecological economics*, vol. 2, n. 1, pp. 1-6
- Daly, H.E. (1991)** "Elements of environmental macro-economics", in: Costanza, R. (ed.) *Ecological Economics: the science and management of sustainability*, Columbia University Press, New York
- Daly, H.E. (1996)** *Beyond Growth*, Beacon Press, Boston
- Daly, Herman & Cobb, John (1994)** *For the Common Good: Redirecting the Economy Toward Community, the Environment and a Sustainable Future*, Beacon Press, Boston, 1994

- Dasgupta, P. & Heal, G. (1974)** "The Optimal Depletion of Exhaustable Resources", *Review of Economic Studies*, 1974, pp. 3-28
- Dasgupta, P. & Maler, K.G. (1991)** "The Environment and Emerging Development Issues", Proceedings of The World Bank Annual Conference on Development Economics 1990, Beijer Reprint Series No.1, Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm
- De Bruijn, H. & ten Heuvelhof, E. (2002)** "Policy analysis and decision-making in a network: how to improve the quality of analysis and the impact on decision-making" *Impact Assessment Project Appraisal*, 20 (4), pp. 232-242
- De Bruyn, S.M. & Heintz, R.J. (1999)** "The environmental Kuznets curve hipotesis", in: Van Den Bergh (ed.) *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Edgar, Cheltenham, pp. 656-677
- De Miguel Perales, C. (2000)** *Derecho español del medio ambiente*, Ed. Civitas, Madrid, 2000
- De la Maza, Carmen Luz (2001)** "NEPA's influence in developing countries: the Chilean case" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21 (2), pp. 169-179
- Del Furia, L. & Wallace-Jones, J. (2000)** "The effectiveness of provisions and quality of practices concerning public participation in EIA in Italy". *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20 (4), pp. 457-479
- Delacámara, Gonzalo (2002)** "Instrumentos para la sostenibilidad de los sistemas urbanos", *Boletín CF+S*, 24, 2002 www.habitat.aq.upm.es/boletin/n24/agcam.html
- Department of the Interior (DI) (1980)** *Department of the Interior Manual Guidance*. 516 DM 1-7
- Department of the Environment, Transport and Regions (DETR) (2000)** Planning policy guidance note 11: regional planning, London: Department of the Environment, Transport and Regions, Stationery Office, 2000
- Department for Transport, Local Government and the Regions (DTLR) (2002)** *Better policy making: integrated policy appraisal in DTLR*, London Department for Transport, Local Government and the Regions
- Devuyst, Dimitri (1999)** "Sustainability Assessment: the aplication of a methodological Framework", *Journal of Environmental Assessment, Policy and Management*, 14 (1), pp. 459-487
- Devuyst, D. (2000)** "Linking impact assessment and sustainable development at the local level: the introduction of sustainability assessment systems", in: *Sustainable Development*, 8, John Wiley & Sons Ltd and ERP Environment, pp. 67-78
- Devuyst, D. (ed.) (2001)** *How Green is the City?: Sustainability Assessment and the Management of Urban Environments*, Columbia University Press, New York
- Devuyst, D. & Hens, Luc (2000)** "Measuring and Assessing Sustainability at the Local Level", *Human Ecology*, special Issue: Man-Environment, num. 9, pp. 89-99
- Díaz Mier, M.A. & González del Río, P. (1999)** "Algunas notas sobre la relación entre las cuestiones internacionales medioambientales y comerciales" in: *Economía y Medio Ambiente*, Díaz Mier, M.A. & Galindo Martín, M.A. (eds). Ed. Biblioteca Nueva, Madrid, 1999, pp. 15-44, cap. 1

- Dinda, Soumyananda (2004)** "Environmental Kuznets Curve Hypothesis: A Survey", *Ecological Economics*, Vol. 49 (4), pp. 431-455
- Dinda, Soumyananda (2005)** "A theoretical basis for environmental Kuznets curve", *Ecological Economics*, Vol. 53 (3), pp. 403-413
- Dixon, M. (1978)** *What happened to Fairbanks: the effects of the trans-Alaska oil pipeline on the community of Fairbanks*, Westview Press, Alaska, 1978
- Domínguez Torreiro, Marcos (2004)** "El papel de la fisiocracia en nuestros días: una reflexión sobre el análisis económico de los recursos naturales y el medio ambiente", *Revista Galega de Economía*, vol. 13, num. 1-2, pp. 1-12
- Dopico Castro, Jesús Ángel (2001)** Economía de los incendios forestales, eficiencia y eficacia social de los servicios de protección ambiental en Galicia: un análisis basado en los fundamentos del teorema de Coase. Tesis doctoral, Universidad de A Coruña, Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales
- Dorman, Peter (2005)** "Evolving knowledge and the precautionary principle", *Ecological Economics*, Vol. 53 (2), pp. 169-176
- Dorney, R.S. (1977)** "Environmental Assessment: the ecological dimension", *Journal of the American Water Works Association*, 69 (4), pp. 182-185
- Douguet, J-M.; O'Connor, M. & Girardin, P. (1999)** *Validation socio-économique des indicateurs agro-environnementaux*, C3ED Rapport de Recherche, Université de Versailles St-Quentin-en-Yvelines, Guyancourt
- Douguet, J-M. & Schembri, P. (2000)** *Quantification et Modélisation du Capital Naturel Critique pour la mise en œuvre d'une politique du développement durable en France*, C3ED Rapport de Recherche, Université de Versailles St-Quentin-en-Yvelines, Guyancourt
- Dowie, Mark (1995)** *Losing ground: American Environmentalist at the close of the Twentieth Century*, MIT Press, Cambridge, MA
- Doyal, Len & Gough, Ian (1994)** *Teoría de las necesidades humanas*, FUHEM/Icaria, Barcelona
- Draaijers, G.P.J.; Verheem, R.A.A. & Morel, S.A.A. (2003)** "Sustainability assessment in the Netherlands: a review of current practice", Proceedings of the 3rd EU REGIONET thematic network workshop on Evaluation of Regional Sustainable Development held at the Centre for Urban and Regional Ecology (CURE), Department of Planning and Landscape, University of Manchester, www.art.man.ac.uk/PLANNING/cure/theme1.htm
- Dürt, Hans-Peter (1997a)** "¿Podemos edificar un mundo sustentable, equitativo y apto para vivir?" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- Dürt, Hans-Peter (1997b)** "Vivir con un presupuesto energético: la sociedad de 1,5 kilovatios?" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- Ehrlich, P.R. (1989)** "The limits to substitution: Meta resource depletion and new economic-ecological paradigm", *Ecological economics*, vol. 1, n. 1, p.10

- Ekins, P. (1997)** "The Kuznets curve for the environment and economic growth: examining the evidence" *Environmental and Planning*, vol 29, pp. 805-830
- El-Fadel, M.; Zeinati, M. & Jamali, D. (2000)** "Framework for environmental impact assessment in Lebanon" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (5), pp. 579-604
- Elling, Bo (2005)** "SEA of Bills and Other Government Proposal in Denmark" (Chapter 5) *in*: Sadler, B. (ed.) *Strategic Environmental Assessment at the Policy Level. Recent Progress, Current Status and Future Prospects*. VROM, The Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe, and Ministry of the Environment, Czech Republic, Praha, 2005, pp. 46-54
- Elorrieta, J.I. & Tortajada, R. (2003)** "La huella ecológica en Navarra. Elaboración del cálculo de la huella ecológica en la Comunidad Foral de Navarra: 2000" *in*: *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*, Erias, A. (coord.). Ed. Diputación Provincial de A Coruña, Universidade de A Coruña y Universidad Internacional Menéndez Pelayo, A Coruña, 2003, pp. 413-433
- Environmental Alliance (2001)** Sustainability Now: Implementing the Government's Sustainable Policy, Environmental Alliance Sustainability Focus Group
- Erias Rey, Antonio (1998)** "Gobernabilidad y Economía: la política económica en un contexto de globalización", Curso de la Universidad Internacional Menéndez y Pelayo: La Gobernabilidad en un mundo en cambio (1997), Ed. Diputación Provincial de A Coruña, pp. 131-151
- Erias Rey, A. (coord.) (2003)** *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*, Ed. Diputación Provincial de A Coruña, Universidade de A Coruña y Universidad Internacional Menéndez Pelayo, A Coruña, 2003, 540 pp.
- Erias Rey, A. et al. (1998)** *La eficiencia hospitalaria en Galicia: un análisis no-paramétrico*, Instituto de Estudios Económicos, N° 4, Fundación Barrié de la Maza, A Coruña, 186 pp.
- Escot Mangas, L. & Galindo Martín, M.A. (1999)** "Medio ambiente y crecimiento económico" *in*: *Economía y Medio Ambiente*, Díaz Mier, M.A. & Galindo Martín, M.A. (eds). Ed. Biblioteca Nueva, Madrid, 1999, pp. 45-78, cap. 2
- Español Echániz, Ignacio (1998)** "Una década de evaluación de impacto ambiental de obras públicas", *Revista de Obras Públicas*, octubre 1998, num. 3.380, pp. 59-67
- European Commission (EC) (1997)** *Strategic Policy Issues and Methodological Framework. Report by POSSUM project (Strategic Research Task, 13), Policy Scenarios for Sustainable Mobility*. Background Document of Deliverable 1, 1997
- European Commission (EC) (1999)** *Guidelines for the Assessment of indirect and cumulative impacts as well as impact interactions*, European Commission DGXI (Hyder Consulting), Brussels
- European Commission (EC) (2002)** *Commission communication on impact assessment (COM 2002/276)*, Luxembourg, European Commission
- European Environment Agency (EEA) (1996)** *Europe's Environment: The Dobbris Assessment*. Eds. Stanners & Bourdeau. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 1996

- Feldmann, Lieselotte; Vanderhaegen, Marc & Pirotte, Charles (2001)** "The EU's SEA Directive: status and links to integration and sustainable development", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 21 (3), pp. 203-222
- Field, Barry C. & Field, Martha K. (2002)** *Environmental Economics: an introduction*. Ed. McGraw-Hill/Irwin (Ed. española: Economía Ambiental, 3ª ed., 2003, 556 pp.)
- Fischer, Thomas B. (1999)** "Comparative analysis of environmental and socio-economic impacts in SEA for transport related policies, plans and programs" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 19, pp. 275-303
- Fischer, Thomas B. (2003)** "Strategic environmental assessment in post-modern times" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 23 (2), pp. 155-170
- Flavin, Christopher (1997a)** "El estado del planeta: cinco años después de Río" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- Flavin, Christopher (1997b)** "El poder de elegir. Crear un futuro energético sostenible" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- Folke, C. & Jansson, AM (1992)** *The Emergence of an Ecological Economics Paradigm: Examples from Fisheries and Agriculture*, Beijer Reprint Series N. 9, Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm
- Font, Nuria (2000)** "Local y sostenible" in: *Local y Sostenible. La Agenda 21 Local en España*, Nuria Font & Joan Subirats (eds.) Icaria editorial, Barcelona, 2000, pp. 9-28
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2000)** *El estado mundial de la pesca y la acuicultura*. Informe FAO 2000 <http://www.fao.org/docrep/003/x8002s/x8002s05.htm>
- Forrester, Jay W. (1961)** *Industrial Dynamics*, The MIT Press, Massachusetts Institute of Technology & John Wiley & Sons, USA
- Forrester, J.W. (1969)** *Urban Dynamics*, The MIT Press, Massachusetts Institute of Technology, USA
- Forrester, J.W. (1971)** *World Dynamics*, Wright-Allen, Cambridge, Massachusetts
- Frischknecht, R.; Braunschweig, A.; Hofstetter, P. & Suter, P. (2000)** "Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20 (2), pp. 159-189
- Fujikura, Ryo & Nakayama, Mikiyasu (2001)** "Factors leading to an erroneous impact assessment: a postproject review of the Calaca power plant, unit two" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21 (2), pp. 181-200
- Gale, Frederick P. (1997a)** "El enverdecimiento de la economía política: un enfoque de economía política ecológica sobre la producción y el consumo" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997

- Gale, Frederick P. (1997b)** "Enverdeciendo el comercio: la próxima ronda de negociaciones GATT/OMC" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- Gamarra Rocandio, Julio Ignacio (2005)** "Directiva 2001/42/CE, el proyecto de ley para su trasposición", *Revista Ambienta*, abril 2005, pp. 6-13
- García Leyton, Luis Alberto (2004)** *Aplicación del análisis multicriterio en la evaluación de impactos ambientales*, Tesis Doctoral, Universitat Politècnica de Catalunya www.tdx.cesca.es/TDX-0803104-125133/
- Gare, Arran (1996)** *NIHILISM, INC Environmental Destruction and the Metaphysics of Sustainability*, Ecological Press, Como, NSW Australia
- Garmendia, A.; Salvador, A.; Crespo, C. & Garmendia, L. (2005)** *Evaluación de impacto ambiental*. Ed. Person-Prentice Hall, Madrid, 2005, 416 pp.
- George, C. (1999)** "Testing for sustainable development through environmental assessment", *Environmental Impact Assessment Review*, 19(2), pp. 175-200
- George, C. (2001)** "Sustainability appraisal for sustainable development: integrating everything from jobs to climate change", *Impact Assessment and Project Appraisal*, 19 (2), pp. 95-106
- George, C. & Kirkpatrick, C. (2003)** "Sustainability Impact Assessment of World Trade Negotiations: Current Practice and Lessons for Further Development", in: *New Directions in Impact Assessment For Development: Methods and Practice*, Enterprise Development Impact Assessment Information Service (EDIAIS), Manchester, www.enterprise-impact.org.uk//conference/conferencepapers.shtml
- Ghatak, S. (1995)** *Introduction to Development Economics*, Routledge, London, 1995
- Giampetro, M. & Pimentel, D. (1991)** "Energy efficiency: assessing the interaction between humans and their environment", *Ecological Economics*, 4, pp.117-144
- Gibson, Robert B.; Agnolin, J.; Hassan, S.; Lawrence, D.; Robinson, J.B.; Tansey, J.; Watson, J. & Whitelaw (2001)** *Specification of sustainability-based environmental assessment decision criteria and implications for determinig 'significance' in environmental assessment*, prepared under a contribution agreement with the Canadian Environmental Assessment Agency Research and Development Programme, September 2001. www.sustreport.org/downloads/Sustainability.EA.doc
- Glasson, John & Salvador, N.N.B. (2000)** "EIA in Brazil. A procedures-practice gap. A comparative study with reference to the European Union, and especially the UK". *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (2), pp. 191-225
- Glasson, John; Therivel, Riki & Chadwick, Andrew (2005)** *Introduction to environmental impact assessment (Third Edition)* Ed. Routledge, 2005, London & New York, 423 pp.
- Gómez Orea, Domingo (2002)** *Evaluación de Impacto Ambiental. Un instrumento preventivo para la gestión ambiental*, Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 749 pp.

- Gonçalves, Maria Eduarda (2002)** "Implementation of EIA directives in Portugal. How changes in civic culture are challenging political and administrative practice", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 22 (3), pp. 249-269
- Goodland, R. & Ledec, G. (1987)** "Neoclassical economics and principles of sustainable development", *Ecological Modelling*, 38, pp. 19-46
- Goodland, R. & Mercier, J.R. (1999)** *The Evolution of Environmental Assessment in the World Bank: from "Approval" to Results*, Environmental Management Series Paper Num. 67, The World Bank, Washington D.C.
- Goodland, R.; Daly, H. & El-Serafy, S. (1991)** *Environmentally Sustainable Economic Development Building on Brundtland*, ENV 46, Environment Department, The World Bank, Washington, D.C.
- Goyal, S.K. & Deshpande, V.A. (2001)** "Comparison of weight assignment procedures in evaluation of environmental impacts" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21 (6), pp. 553-563
- Grossman, G.M. & Helpman, E. (1990)** "Comparative Advantage and Long-Run Growth" *American Economic Review*, 80 (4), September, pp. 796-815
- Grossman, G.M. & Helpman, E. (1991)** *Innovation and growth in the global economy*, MIT Press, Cambridge
- Grossman, G.M. & Krueger, A.B. (1991)** "Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement", NBER Working Paper 3914, National Bureau of Economic Research (NBER), Cambridge
- Grumbine, R. Edward (1994)** "What is Ecosystem Management?" *Conservation Biology*, 8, 1, March 1994, pp. 27-38
- Guijt, I.; Moiseev, A. & Prescott-Allen, R. (2001)** *IUCN Resource Kit for Sustainability Assessment: Part A: Overview*, Gland, Switzerland, www.iucn.org/wssd/themes/eval/sustain_assess/project.htm
- Guimaraes Pereira, A. & O'Connor, M. (1999)** "Information and communication technology and the popular appropriation of sustainability problems", *International Journal of Sustainable Development*, 2(3), pp. 411-424
- Hacking, Theo (2004)** *The 'Right Hand Rule' for Impact Assessment: A Framework for Clarifying the Meaning of Integrated, Triple Bottom-Line and Sustainability Assessment*, Paper presented at IAIA'04, 24th Annual Conference, International Association for Impact Assessment, April, 2004, Vancouver, Canada, 22 pp.
- Hamilton, L.S.; Dixon, J.A. & Miller, G.O. (1989)** "Mangrove Forests: An Undervalued Resource of the Land and of the Sea", in: Borgese, E.M.; Ginsburg, N. & Morgan, J. (eds.) *Ocean Yearbook* No. 8, Univ. of Chicago Press, Chicago, Il.
- Hammond, Herb (1993)** "Forest Practices: Putting Wholistic Forest use in practice", in: Drushka, Nixon & Travers (eds.): *Touch Wood: BC Forest at the Crossroads*, Harbour Publishing, Maxeira Park, B.C., 1993, pp. 96-136
- Hardi, Peter & Zdan, Terrence (1997)** *Assessing Sustainable Development: Principles in Practice*, International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg, Manitoba, 23 pp.
- Hardin, Garrett (1968)** "The Tragedy of the Commons", *Science*, 162, pp.1243-1248

- Hartwick, J.M. (1974)** "Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustable Resources", *American Economic Review*, 67, pp. 972-974
- Harwell, M.; Gentile, J.; Norton, B. & Cooper, W. (1994)** "Issue Paper on Ecological Significance", in: Risk Assessment Forum (1994): *Ecological Risk Assessment Issue Papers*, Office of Research and Development, U.S. EPA, Washington
- Hasegawa, Sukehiro (2001)** "Development Cooperation", UNU Global Seminar, Kanazawa Session, 2001, "Global Issues and the United Nations", 20 November 2001
- Hernández Fernández, Santiago & FUNGESMA (1999)** *La legislación de Evaluación de Impacto Ambiental en España. Proyecto de investigación sobre la suficiencia de la legislación y la eficacia de su utilización*, FUNGESMA & Mundi-Prensa, Madrid, 157 pp.
- Hernández Fernández, S. & Hernández Alonso, S. (2000)** "Ley de Evaluación de Impacto Ambiental en España. Conclusiones tras doce años de aplicación", *Revista de Obras Públicas*, noviembre 2000, num. 147 (3.403), pp. 7-15
- Hodge, R. Anthony & Hardi, Peter (1997)** "The Need for Guidelines: The Rationale Underlying the Bellagio Principles for Assessment" in Hardi, Peter & Zdan, Terrence (eds.) *Assessing Sustainable Development: Principles in Practice*, The International Institute for Sustainable Development (IISD), Winnipeg, Manitoba, 23 pp.
- Holmberg, J. & Sandbrook, R. (1992)** "Sustainable development: what is to be done?" in: J. Holmberg (ed.) *Policies for a small planet*, Earthscan Publications, London, pp. 19-38
- Holling, C.S. (1978)** *Adaptive Environmental Assessment and Management*, Ed. Wiley, Chichester
- Hyde, W.F. & Newman, D.H. (1991)** *Forest Economics and Policy Analysis: An Overview*, World Bank Discussion Paper No. 134, Washington D.C., 92 pp.
- Iglesias Gómez, Guillermo (2006)** Evaluación de la eficiencia productiva en la generación de electricidad en los parques eólicos gallegos, Tesis doctoral (en elaboración), Universidad de A Coruña, Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales
- Imai, Kosuke & Weinstein, Jeremy M. (2000)** Measuring the Economic Impact of Civil War, CID Working Paper, No. 51, June 2000, Center for International Development at Harvard University
- International Institute for Sustainable Development (IISD) (2000)** Compendium of Sustainable Development Indicator Initiative, IISD, Winnipeg, 2000
- International Joint Commission (IJC) (1991)** *Agreement between the Government of Canada and the Government of the United States of America on Air Quality*, International Joint Commission, Ottawa
- International Monetary Fund (IMF), Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), United Nations & World Bank Group (WBG) (2000)** *A Better World for All*, Communications Development, Washington, D.C.
- Instituto para la Diversificación y Ahorro Energético (IDAE) (2000)** *Impactos ambientales de la producción eléctrica. Análisis de ciclo de vida de ocho tecnologías de generación eléctrica*, Ed. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), Madrid, 2000

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2001) *Climate Change 2001: The Scientific Basis*, Working Group I to the Third Assessment Report of IPCC, ed. Houghton, Ding, Griggs et al., Cambridge University Press, Cambridge

International Council for Science (ICSU), Third World Academy of Science (TWAS) & Initiative on Science and Technology for Sustainability (ISTS) (2002) *Science and Technology for Sustainable Development*, Series on Science for Sustainable Development, vol. 9, International Council for Science, Paris <http://www.icsu.org/Library/WSSD-Rep/Vol1.pdf>

International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) (1980) *World Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development*, IUCN-UNEP-WWF, Gland, Switzerland

Interorganizational Committee on Guidelines and Principles for Social Impact Assessment (ICGP-SIA) (1994) "Guidelines and principles for social impact assessment", *Impact Assessment*, 12 (2), pp. 107-152 (reprinted in *Environmental Impact Assessment Review*, 1995, 15(1), pp. 11-43)

Interorganizational Committee on Principles and Guidelines for Social Impact Assessment (ICPG-SIA) (2003) "Principles and Guidelines for Social Impact Assessment in the USA", *Impact Assessment & Project Appraisal*, 21 (3), pp. 231-250

Jacobs, M. (1997) "Environmental valuation, deliberative democracy and public decision-making institutions", in: Foster, J. (ed.) *Valuing Nature? Ethics, economics and the environment*, Routledge, London

Jacobs, P. & Sadler, B. (1988) *Sustainable Development and Environmental Assessment: Perspectives on Planning for a Common Future*, Canadian Environmental Assessment Research Council, Hull

Jaffe, Adam B.; Newell, Richard G. & Stavins, Robert N. (2005) "A tale of two market failures: technology and environmental policy", *Ecological Economics*, Vol. 54 (2-3), pp. 164-174

Jarvis, Adam P. & Younger, Paul L. (2000) "Broadening the scope of mine water environmental impact assessment: a UK perspective" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (1), pp. 85-96

Jasanoff, Sheila (1994) *Learning from disaster: risk management after Bhopal*, University of Pennsylvania Press, Philadelphia, 1994

Jiliberto Herrera, Rodrigo (2001a) "Fundamentos para una economía ecosistémica", *Ecología Política*, 21, Barcelona

Jiliberto Herrera, Rodrigo (2001b) "Modelos contingentes de conocimiento para la toma de decisión en medio ambiente: desarrollos en economía ecosistémica", *Boletín CF+S*, 19, Ed. Inst. Juan de Herrera, www.habitat.aq.upm.es/boletin/n19/arjil.html

Jiliberto Herrera, Rodrigo (2002) *ANSEA: New concepts in strategic environmental assessment: towards better decision-making*, 5th Framework Research Programme of the EU, Project Report www.taugroup.com/ansea/home/HOMEw.htm

Jiliberto Herrera, Rodrigo (2003) "Evaluación ambiental estratégica analítica: hacia una mejora en la toma de decisiones" in: *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*, Erias, A. (coord.). Ed. Diputación Provincial de A Coruña, Universidade de A Coruña y Universidad Internacional Menéndez Pelayo, A Coruña, 2003, pp. 105-138

- Jiliberto Herrera, R. & Álvarez Arenas, M. (eds.) (2000)** *Evaluación Ambiental Estratégica de Políticas, Planes y Programas*, TAU Group, Madrid
- Joao, Elsa (2002)** "How scale affects environmental impact assessment" *Environmental Impact Assessment Review*, vol 22 (4), pp. 289-310
- Jones, Sally (1991)** "The role of economics in environmental policy", *The Science of The Total Environment*, Vol. 108 (1-2), pp. 61-69
- Jönsson, Asa (2000)** "It si feasible to address indoor climate issues in LCA?", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20 (2), pp. 241-259
- Kates, R.W. & Parris, T.M. (2003)** "Long-term trends and a sustainability transition", *Proceedings of National Academy of Sciences USA*, n. 100, pp. 8062-8067
- Kaul, I.; Conceicao, P.; Le Goulven, K. & Mendoza, R.U. (2003)** *Providing Global Publics Goods: Managing Globalization*, Oxford University Press, Oxford
- Keiter, Robert B. (1994)** "Beyond the Boundary Line: Constructing a Law of Ecosystem Management", *University of Colorado Law Review*, 65, 1994, pp. 293-333
- Kemm, J. (2004)** "What is health impact assessment and what it learn from EIA?", *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 24, pp. 131-134
- Kenny, C. (1999)** "Does growth cause happiness, or does happiness cause growth?", *Kyklos*, 52 (1), pp. 3-26
- Khanna, Neha & Plassmann, Florenz (2004)** "The demand for environmental quality and the environmental Kuznets Curve hypothesis", *Ecological Economics*, Vol. 51 (3-4), pp. 225-236
- King, Thomas F. (2000)** "What should be the "cultural resources" element of an EIA?" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (1), pp. 5-30
- Kirkby, John; O'Keefe, Phil & Timberlake, Lloyd (1996)** *The Earthscan Reader in Sustainable Development*, Earthscan Publications, London, 304 pp.
- Kovel, Joel (1997)** "El enemigo de la naturaleza" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- Krautkraemer, J.A. (1985)** "Optimal growth, Resource amenities and the preservation of Natural Environments", *Review of Economics Studies*, 52, pp. 153-170
- Kremer, Michael & Miguel, Edward (2004)** *The Illusion of Sustainability*, CID Working Paper No. 112, Center for International Development at Harvard University
- Kuhn, Thomas S. (1962)** *The Structure of Scientific Revolutions*, University of Chicago Press, Chicago (ed. en castellano "La estructura de las revoluciones científicas", Ed. Fondo de Cultura Económica, 1971, 319 pp.)
- Kütting, Gabriela (2003)** "Globalization, Poverty and the Environment in West Africa: Too Poor to Pollute?", *Global Environmental Politics*, Vol. 3 (4), pp. 42-60.
- Kurzman, Dan (1987)** *A killing wind: inside Union Carbide and the Bhopal Castastrophe*, McGraw Hill Book Company, 1987

- Kuznets, S. (1955)** "Economic growth and income inequality" *American Economic Review*, vol. 45, pp. 1-28
- Lawrence, D.P. (1997)** "Integrating sustainability and environmental impact assessment" *Environmental Management*, 21(1): pp. 23-42
- Lee, Norman (1988)** "Training requirements for Environmental Impact Assessment", in: Wathern, P. (ed.) (1988): *Environmental Impact Assessment. Theory and Practice*, Routledge, London-New York, pp. 143-158
- Lee, Norman (2006)** "Bridging the gap between theory and practice in integrated assessment", *Environmental Impact Assessment Review*, 26, pp. 57-78
- Lee, N. & Kirkpatrick, C. (1997)** "Integrating environmental assessment with other forms of appraisal in the development process", in: Kirkpatrick & Lee (eds.) *Sustainable development in a developing world: Integrating socio-economic appraisal and environment assessment*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 3-24
- Lee, N. & Kirkpatrick, C. (2000)** "Integrated appraisal, decision making and sustainable development: an overview", in: Kirkpatrick (ed.) *Sustainable development and integrated appraisal in a developing world*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 1-19
- Lee, N. & Kirkpatrick, C. (2001)** "Methodologies for sustainability impact assessment of proposals for new trade agreements", *Journal Environmental Assessment Policy Management*, 3 (3), pp. 395-412
- Leontief, Wassily (1982)** "Academic Economics", *Science*, num. 4555, vol. 217, July 1982
- Lock, Karen (2000)** "Health impact assessment", *British Medical Journal*, vol. 320, pp. 1395-8
- Loparena Rota, D. (1998)** *Los principios del Derecho Ambiental*, Ed. Civitas, Madrid, 190 pp.
- Lovelock, J.E. (2003)** "Gaia: The living Earth", *Nature*, n. 426, pp. 769-770
- Lucas, R.E. jr. (1988)** "On the mechanics of economic development", *Journal of Monetary Economics*, 22, pp. 3-42
- Lukaszewski, J. (1996)** "Auditoría medioambiental y aceptación pública" in: *Manual de Auditoría Medioambiental. Higiene y Seguridad*, Lee Harrison (ed.), McGraw-Hill, 1996
- Mahar, D. (1989)** *Government Policies and Deforestation in Brazil's Amazon Region*, a World Bank Publication in cooperation with the World Wildlife Fund and the Conservation Foundation, Washington D.C.
- Mahoney, M. & Potter, J-L. (2004)** "Integrating health impact assessment into the triple bottom line concept", *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 24 (2), pp. 151-160
- Maler, K.G. (1990)** "Economic Theory and Environmental Degradation: A Survey of Some Problems", *Revista de Análisis Económico*, vol 5, n. 2, pp. 7-17
- Margalef, Ramón (1998)** "El marco ecológico para iluminar la sociedad actual", in: Naredo, J.M. & Pane, F. (eds.) *Economía, ecología y sostenibilidad en la sociedad actual*, Siglo XXI Editores, Madrid, pp. 51-66
- Martín Cantarino, C. (1999)** *El estudio de impacto ambiental*. Ed. Universidad de Alicante, 168 pp.
- Martín Cantarino, C. y Seva Román, E. (1997)** "Problemática de la formación de profesionales en el campo de la evaluación de impacto ambiental", in: Manuel Peinado & Iñigo M. Sobrini (eds.) *Avances en evaluación de impacto ambiental y ecoauditoría*. Ed. Trotta, Madrid, pp.45-57

- Martínez Alier, J. (1994)** "La Economía Ambiental y la internalización de las externalidades", *PNUMA, Foro Ambiental*, vol. 5, n. 9
- Marx, Axel (2002)** "Uncertainty and social impacts. A case study of a Belgian Village", *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 22, pp. 79-96
- Masterman, Margaret (1970)** "The Nature of a Paradigm", in: Lakatos, I. & Musgrave, A. (eds.) *Criticism and the Growth of Knowledge*, Cambridge University Press, Cambridge, 1970, pp. 59-89
- Max-Neef, Manfred (1991)** *Human scale development. Conception, application and further reflections*, New York & London, The Apex Press, 1991 (edición en castellano: Desarrollo a escala humana. Conceptos, aplicaciones y algunas reflexiones, Ed. Icaria/Nordan, Barcelona, 1994)
- McAllister, D.M. (1980)** *Evaluation in Environmental Planning. Assessing Environmental, Social, Economic and Political Trade-offs*, The MIT Press, Cambridge, Massachussets, USA
- McLaughlin, Andrew (1993)** *Regarding Nature: Industrialism and Deep Ecology*, State University of New York, Albany, 1993
- McLaughlin, Andrew (1995)** "The Heart of Deep Ecology" in: Sessions, G. (ed.) *Deep Ecology for the 21st Century*, 1995
- McLaughlin, Andrew (1997a)** "El corazón de la ecología profunda" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- McLaughlin, Andrew (1997b)** "El fin del desarrollo" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- McNeill, J.R. (2000)** *Something New under the Sun: An Environmental History of the Twentieth-century World*, W.W. Norton, New York
- Mecati Granado, Luis (1999)** "Las políticas locales de medio ambiente en el inicio del nuevo siglo", *Boletín CF+S*, n. 10, Ed. Instituto Juan de Herrera, www.habitat.aq.upm.es/boletin/n10/almec.html
- Mesarovic, Mihajlo & Pestel, Eduard (eds) (1974)** *Multilevel computer model of world development system*, Extract from the Proceedings of the Symposium held at ILASA, Laxenburg, 1974 (ed. en castellano "La humanidad en la encrucijada", Fondo de Cultura Económica, FCE, México, 1975)
- Milner, S.J.; Bailey, C.; Deans, J. & Pettigrew, D. (2005)** "Integrated impact assessment in the UK –use, efficacy and future development"; *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 25 (1), pp. 47-61
- Mitchell, R.B. (2003)** "International environmental agreements: A survey of their features, formation, and effects", *Annual Review of Environmental Resources*, n. 28, pp. 429-461
- Momtaz, Salim (2002)** "Environmental impact assessment in Bangladesh: A critical review" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 22 (2), pp. 163-179
- Momtaz, Salim (2005)** "Institutionalizing social impact assessment in Bangladesh resource management: limitations and opportunities", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 25, pp. 33-45
- Moreno Trujillo (1991)** *La protección jurídico-privada del medio ambiente y la responsabilidad por su deterioro*, Barcelona

- Morey, Edward R. (1985)** "Desertification from an economic perspective", *Ricerche Economiche*, 39(4), pp. 550-560
- Morrison-Saunders, A. & Arts, J. (2004)** *Exploring the Dimensions of ELA Follow-up*, 24th Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment (IALA), April 26-29, Vancouver, Canada
- Mulvihill, Peter R. & Baker, Douglas C. (2001)** "Ambitious and restrictive scoping. Case studies from Northern Canada", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 21 (4), pp. 363-384
- Munasinghe, Mohan (1993)** *Environmental Economics and Sustainable Development*, World Bank Environment Paper Number 3, The World Bank, Washington, D.C., 112 pp.
- Munasinghe, M.; Cruz, W. & Warford, J. (1993)** "Do Macroeconomic Policies Hurt the Environment?", *Finance and Development*, September 1993
- Munasinghe, M. (1999)** "Is environmental degradation an inevitable consequence of economic growth: tunneling through the environmental Kuznets Curve", *Ecological Economics*, 29 (1), pp. 89-109
- Munn, R.E. (1979)** *Environmental impact assessment: principles and procedures*, 2nd Edition, Ed. Wiley, New York
- National Research Council (NRC) (1999)** *Our Common Journey: A Transition toward Sustainability*, National Acad. Press, Washington, D.C.
- Naredo, J.M. (1996)** "Sobre el origen, el uso y el contenido del término sostenible", in: *La construcción de la ciudad sostenible*, Ed. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, Madrid, 1996
- Nilsson, Mans; Björklund, Anna; Finnveden, Göran & Johansson, Jessica (2005)** "Testing a SEA methodology for the energy sector: a waste incineration tax proposal", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 25, pp. 1-32
- Noble, Bram F. (2000)** "Strategic Environmental Assessment: What is it & What makes it strategic?", *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 2(2), pp. 203-224
- Noble, Bram F. (2002)** "The Canadian experience with SEA and sustainability", *Environmental Impact Assessment Review*, 22 (2002), pp. 3-16
- Norton, B.B. (1992)** "Sustainability, Human Welfare and Ecosystem Health", *Ecological Economics*, vol. 14, n.2, pp.113-127
- Norton, Bryan (2002)** "The Ignorance Argument: What Must We Know to be Fair to the Future", in Bromley, D.W. & Paavola, J. (eds) *Economics, Ethics, and Environmental Policy*, Blackwell Publishing, Oxford, U.K., pp. 35-51
- Noorderhaven, N. (1995)** *Strategic decision making*, Addison-Wesley, Wokingham, 246 pp.
- O'Connor, James (1994)** "Is sustainable Capitalism Possible?" in: O'Connor, Martin (ed.) *Is Capitalism Sustainable?*, Guilford Press, New York
- O'Connor, Martin (2002)** "Social Costs and sustainability", in: Bromley, D.W. & Paavola, J. (eds.) *Economics, Ethics, and Environmental Policy*, Blackwell Publishing, Oxford, pp. 181-201
- O'Riordan, T. (1988)** "The politics of sustainability", in: Turner, R.K. (ed.) *Sustainable Management: Principle and Practice*, London & Boulder, Belhaven Press & Westview Press

- O’Riordan, T. (1990)** “EIA from the environmentalist’s perspective”, *VIA* 4, March, 13
- O’Riordan, T. & Jordan, A. (1995)** “The precautionary Principle in Contemporary Environmental Politics”, *Environmental Values* (4), n. 3, 191-212
- Odum, Eugene P. (1969)** “The Strategy of Ecosystem Development. An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man’s conflict with nature”, *Science*, 164, April 18, pp.262-270
- Odum, E.P. (1975)** *Ecology: The Link Between the Natural and Social Sciences*, Holt-Saunders, New York (second edition)
- Odum, H.T. (1973)** “Energy, Ecology and Economics”, *Ambio*, vol. 2, pp. 220-227
- Olsen, S.I.; Christensen, F.M.; Hauschild, M.; Pedersen, F.; Larsen, H.F. & Torslov, J. (2001)** “Life cycle impact assessment and risk assessment of chemicals –a methodological comparison”, *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 21 (4), pp. 385-404
- Oñate, J.J.; Pereira, D.; Suárez, F.; Rodríguez, J.J. & Cachón, J. (2002)** *Evaluación Ambiental Estratégica: la evaluación ambiental de Políticas, Planes y Programas*. Ed. Mundi-Prensa, Madrid, 382 pp.
- Ortega-Rubio, A.; Salinas-Zavala, C.A.; Lluch-Cota, D. & Troyo Diéguez, E. (2001)** “A new method to determine the level of the environmental impact assessment studies in Mexico” *Environmental Impact Assessment Review*, vol 21 (1), pp. 73-81
- Paci, Chris; Tobin, Ann & Robb, Peter (2002)** “Reconsidering the Canadian Environmental Impact Assessment Act. A place for traditional environmental knowledge” *Environmental Impact Assessment Review*, vol 22 (2), pp. 111-127
- Panayotou, Theodore (1993)** Empirical Test and Policy Analysis of Environmental Degradation at Different Stages of Economic Development, *Working Paper WP 238*, Technology and Environment Programme, International Labour Office, Geneva
- Panayotou, T. (2000)** Economic Growth and the Environment, *CID Working Paper*, No. 56, Center for International Development at Harvard University
- Pantin, D. (1994)** *The Economics of Sustainable Development in Small Caribbean Islands*, Trinidad-Tobago
- Pardo Buendía, Mercedes (1987)** “El estado de las evaluaciones de impacto ambiental en España: limitaciones y oportunidades para la gestión del medio ambiente” *Revista de Estudios Territoriales*, 25, 155-164
- Pardo Buendía, M. (2002)** *La evaluación del impacto ambiental y social para el siglo XXI. Teorías, procesos, metodología*. Ed. Fundamentos, Madrid, 2002, 269 pp.
- Pardo Buendía, M. (2006)** “Hacia una sociología de la energía”, *Cuadernos de Energía*, No. 11, Club Español de la Energía (EnerClub), Deloitte & Garrigues, pp. 16-19
- Parlamento Europeo & Consejo de la Unión Europea (PE-CUE) (2001)** Directiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 27 de junio de 2001 relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente, Diario Oficial de las Comunidades Europeas 21.7.2001, 8 pp.
- Parris, Thomas M. (2003)** “Toward a sustainability transition”, *Environment*, 45, pp.12-22

- Parris, T.M. & Kates, R.W. (2003)** "Characterizing a sustainability transition: Goals, targets, trends, and driving forces", *Proceedings National Academy Sciences USA*, num. 100, pp. 8068-8073
- Parsons, W. (1995)** *Public policy: an introduction to the theory and practice of policy analysis*, Edward Elgar, Cheltenham, U.K.
- Partidário, M.R. (1993)** "Environmental decision-making: Legal Provisions and Key Institutional and Procedural Contributions in Selected Countries and States", *Impact Assessment*, 11
- Partidário, M.R. (1999)** "Strategic Environment Assessment-principles and potential" in: *Handbook on Environmental Impact Assessment*, Petts, J., Ed., Blackwell, London, 1999, chap.4
- Partidário, M.R. (2000)** "Elements of an SEA framework-improving the added value of SEA" *Environmental Impact Assessment Review*, 20, pp. 647-663
- Partidário, M.R. (2003a)** *Understanding SEA: What is SEA and Why is it Important?*, Presentation at the International Workshop on Strategic Environmental Assessment, 2003 November, 18-20, Thailand
- Partidário, M.R. (2003b)** *SEA: Legal, Institutional and Procedural Models-A Global View*, Presentation at the International Workshop on Strategic Environmental Assessment, 2003 November, 18-20, Thailand
- Partidário, M.R. & Clark, R. (eds.) (2000)** *Perspectives on Strategic Environmental Assessment*, Ed. Lewis Publishers/CRC Press LLC, 287 pp.
- Partidário, M.R. & Clark, R. (2000)** "Introduction", in: *Perspectives on Strategic Environmental Assessment*, Partidário, M.R. & Clark, R. (eds.), Ed. Lewis Publishers/CRC Press LLC, pp. 3-11, chap 1
- Partidário, M.R. & Moura, F.V. (2000)** "Strategic Sustainability Appraisal-One Way of Using SEA in the Move Toward Sustainability", in: *Perspectives on Strategic Environmental Assessment*, Partidário, M.R. & Clark, R. (eds.), Ed. Lewis Publishers/CRC Press LLC, pp. 29-41, chap 3
- Pasqual, J. & Souto Nieves, G. (1999)** "Equidad intergeneracional y medio ambiente" in: *Economía y Medio Ambiente*, Díaz Mier, M.A. & Galindo Martín, M.A. (eds). Ed. Biblioteca Nueva, Madrid, 1999, pp. 113-146, cap. 4
- Pearce, D.W. (1992)** *Towards sustainable development through environment assessment*, Working Paper PA92-11, Centre for Social and Economic Research in the Global Environment, University College London
- Pearce, David & Markandya, Anil (1987)** "Marginal opportunity cost as planning concept in natural resource management", *Annals of Regional Science*, 21 (3), pp. 18-32
- Pearce, David; Markandya, Anil & Barbier, Edward (1989)** *Blueprint for a Green Economy*, Earthscan Publications, London, 192 pp.
- Pearce, David & Turner, R.Kerry (1990)** *Economics of Natural Resources and the Environment*, Johns Hopkins Press, Baltimore, MD, 1990
- Pearce, David; Barbier, Edward & Markandya, Anil (1990)** *Sustainable Development, Economics and Environment in the Third World*, Edward Elgar Publishing, Aldershot, England, 1990
- Pearce, D.; Barbier, E.; Markandya, A.; Barret, S.; Turner, R.K. & Swanson, T. (1991)** *Blueprint 2: Greening the World Economy*, Earthscan Publications, London, 240 pp.
- Peinado Lorca, M. & Sobrini, Iñigo M. (eds) (1997)** *Avances en evaluación de impacto ambiental y ecoauditoría*, Ed. Trotta, serie medio ambiente, Madrid, 567 pp.

- Pena Trapero, J.B. (2004)** “Desarrollo sostenible y bienestar social: una referencia a la Comunidad de Galicia”, *Revista Galega de Economía*, vol. 13, núm. 1-2, pp. 1-16
- Perrings, C. (1991)** *Ecological Sustainability and Environmental Control*, Centre for Resource and Environmental Studies, Australian National University
- Pezzey, John (1992)** *Sustainable Development Concepts. An Economic Analysis*, World Bank Environment Paper Number 2, The World Bank, Washington, D.C., 71 pp.
- Pichs Madruga, Ramón (2001)** “Desarrollo, equidad y sostenibilidad. Retos desde la perspectiva Norte-Sur”, Ponencia de la Comisión 3 al III Encuentro sobre Globalización y Problemas del Desarrollo, La Habana, 2001
- Piper, Jake M. (2002)** “CEA and sustainable development. Evidence from UK case studies” *Environmental Impact Assessment Review*, 22, 2002, pp. 17-36
- Pizarro Camacho, Daniel & Soca Olazábal, Nely (2004)** “Situación del procedimiento de evaluación de impacto ambiental en España”, *Tecnoambiente*, pp. 5-9
- Porritt, Jonathon (1984)** *Seeing Green—The Politics of Ecology Explained*, Basil Blackwell, Oxford
- Prada Rodríguez, Darío; Muniategui, Soledad & López Mahía, Purificación (2003)** “Sustancias químicas y medio ambiente” in: *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*, Erias, A. (coord.). Ed. Diputación Provincial de A Coruña, Universidade de A Coruña y Universidad Internacional Menéndez Pelayo, A Coruña, 2003, pp. 261-274
- Prescott-Allen, R. (2001)** *The Wellbeing of Nations*, Island Press, Washington, D.C.
- President’s Council on Sustainable Development (PCSD) (1996)** *Sustainable America: A New Consensus for the Prosperity, Opportunity and a Healthy Environment for the Future*. President’s Council on Sustainable Development
- Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) (1990)** *Informe sobre el desarrollo humano 1990*, Tercer Mundo editores, Bogotá
- Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) (1995)** *Informe sobre el desarrollo humano 1995*
- Puntí, A. (1982)** “Balance energético y costo ecológico de la agricultura española”, *Agricultura y Sociedad*, abril-junio, pp.289-300
- Raquejo, T. (1998)** *Land art*, Ed. Nerea, Madrid
- Ravetz, Joe (2000)** “Integrated assessment for sustainability appraisal in cities and regions”, *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20 (1), pp. 31-64
- Rayner, S. & Malone, E.L. (eds.) (1998)** *Human choice and climate change, volume 3: Tools for Policy Analysis*, Battelle Press, Columbus, OH
- Rees, William E. (1988)** “A role for environmental assessment in achieving sustainable development”, *Environmental Impact Assessment Review*, 1988, 8, 273-291
- Reid (1995)** *Sustainable development: an introductory guide*, Earthscan Publications, London
- Repetto, Robert (1985)** *The Global Possible—Resources, Development and the New Century*, Yale University Press, New Haven

- Riera Micaló, P. (2000)** *Evaluación de impacto ambiental*. Ed. Rubes, Barcelona, 127 pp.
- Robèrt, K.H. (2000)** "Tools and concepts for sustainable development, how do they relate to a general framework for sustainable development, and to each other?" *Journal of Cleaner Production*, 8 (3), pp. 243-254
- Robertson, James (1997)** "Una nueva economía para los pueblos y el planeta" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- Roca Jusmet, Jordi & Padilla Rosa, Emilio (2003)** "Emisiones atmosféricas y crecimiento económico en España. La Curva de Kuznets Ambiental y el Protocolo de Kyoto", *Economía Industrial*, n° 351, 2003/III, pp. 73-86
- Romer, P.M. (1986)** "Increasing returns and long-run growth", *Journal of Political Economy*, 94, pp. 1002-1037
- Romer, P.M. (1999)** *Conversations with Economists: Brian Snowdon & Howard Vane*, Edward Elgar
- Root, Amanda Lilian (1997)** "Ciudadanía, transporte y comunicación: la causa de nuevas iniciativas" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- Rotmans, J. (1998)** "Methods for IA, the challenges and opportunities ahead", *Environmental Model Assessment*, 3, pp. 155-179
- Rotmans, J. (1999)** *Integrated assessment: a bird's-eye view*, International Centre for Integrative Studies (ICIS), Maastricht
- Sachs, Wolfgang (2003)** Environment and Human Rights, *Wuppertal Papers*, No. 137, November 2003, Wuppertal Institute for Climate, Environment, Energy, Wuppertal, 40 pp.
- Sadler, B. (1996)** *Environmental assessment in a changing world: evaluating practice to improve performance*. International study on the effectiveness of environmental assessment. Ottawa: Canadian Environmental Assessment Agency
- Sadler, B. (1998)** "Recent Progress in Strategic Environmental Assessment", *Environmental Protection Bulletin*, n. 55, pp. 1-10
- Sadler, B. (1999)** "A framework for environmental sustainability assessment and assurance", in: Petts, J. (ed) *A Handbook of environmental impact assessment*, Blackwell Science, Oxford, U.K., pp. 12-32
- Sadler, B. (2005)** "Some Future Directions for Policy-Level SEA" (Chapter 13), in: Sadler, B. (ed.) *Strategic Environmental Assessment at the Policy Level. Recent Progress, Current Status and Future Prospects*, VROM, The Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe, and Ministry of the Environment, Czech Republic, Praha, 2005, pp. 124-128
- Sadler, B. (ed.) (2005)** *Strategic Environmental Assessment at the Policy Level. Recent Progress, Current Status and Future Prospects*. VROM, The Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe, and Ministry of the Environment, Czech Republic, Praha, 2005
- Sadler, B. & Baxter, M. (1997)** "Taking Stock of SEA", *Environmental Assessment*, vol. 5, Issue 3, September 1997, pp. 14-16

- Sadler, B. & Verheem, R. (1996)** *Strategic Environmental Assessment: Status, Challenges and Future Directions*. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, The Hague
- Samuelson, P.A. & Nordhaus, W.D. (1992)** *Economics* (14th edn.), McGraw-Hill, New York, 1992
- Sánchez Blanco, V.; Ramos Alcázar, L.; y Del Val Melus, M.A. (1985)** *Manual de evaluación energética de proyectos de carreteras*, Asociación Española Permanente de los Congresos de Carreteras, Comité Nacional Español de la AIPCR
- Sánchez-Triana, Ernesto & Ortolano, Leonard (2001)** "Organizational learning and environmental impact assessment at Colombia's Cauca Valley Corporation" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21 (3), pp. 223-239
- Schellnhuber, H.J. (1999)** "Earth system analysis and the Second Copernican Revolution", *Nature*, n. 402(2), pp. 19-23
- Schellnhuber, H.J.; Crutzen, P.J.; Clark, W.C; Claussen, M. & Held, H. (eds.) (2005)** *Earth System Analysis for Sustainability*, MIT Press, Cambridge, MA
- Schumacher, Diana (1997)** "Siete principios del cuidado ecológico. Los imperativos del desarrollo comunitario" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- Scrase, J.I. & Sheate, W.R. (2002)** "Integration and integrated approaches to assessment: what do they mean for the environment?", *Journal of Environmental Policy & Planning*, 4(4), pp.275-294
- Sen, Amartya K. (1990)** "Development as capability expansion" in: Griffin, K. & Knight, J. (eds.) *Human development and the International Development Strategy for the 1990's*, MacMillan/United Nations, London, pp. 41-58
- Sen, Amartya K. (1999)** *Development as freedom*, A. Knopf, Inc./Random House Inc., New York, 1999 (edición en castellano: Desarrollo y Libertad, Ed. Planeta, Barcelona, 2000, 440 pp.)
- Shafik, N. & Bandyopadhyay, S. (1992)** "Economic Growth and Environmental Quality: Time Series and Cross-Country Evidence" *Background Paper for World Development Report*, 1992, World Bank, Washington D.C.
- Sheate, William; Byron, Helen; Dagg, Suzan & Cooper, Lourdes (2005)** *The Relationship between the EIA and SEA Directives*, Final Report to the European Commission, Imperial College London Consultants Ltd, 96 pp.
- Shrimpton, Mark & Storey, Keith (2000)** *Assessing and managing socio-economic effects: improving the process of environmental impact assessment*, Presentation to the European Centre for Occupational Health, Safety and the Environment (ECOHSE) 2000 Symposium, Lithuania, 11 pp.
- Siebert, H. (1998)** *Economics of Environment*, Springer, Berlin
- Silvano, Renato A.M.; Udvardy, Shana; Ceroni, Marta & Farley, Joshua (2005)** "An ecological integrity assessment of a Brazilian Atlantic Forest watershed based on surveys of stream health and local farmer's perceptions: implications for management", *Ecological Economics*, vol. 53 (3), pp. 369-385
- Sinclair, A. John & Diduck, Alan P. (2001)** "Public involvement in EA in Canada: a transformative learning perspective", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 21 (2), pp. 113-136

- Skolimowski, P. (1995)** "Sustainable development-how meaningful?" *Environmental Values*, 4, 1995
- Slessor, M. (ed) (1974)** *Proceedings of the IFLAS Stockholm Workshops*, International Federation of Institutes of Advanced Study, Stockholm
- Slootweg, R.; Vancley, F. & Schooten, M. (2001)** "Function evaluation as a framework for the integration of social and environmental impact assessment", *Impact Assessment and Project Appraisal*, 19(1), pp. 19-28
- Smith, Eugene (1975)** *Minamata*, Ed. Holt, Rinehart & Winston, New York, 1975
- Solow, Robert M. (1956)** "A contribution to the theory of economic growth", *Quarterly Journal of Economics*, pp. 65-94
- Solow, R.M. (1957)** "Technical Change and the Aggregate Production Function", *Review of Economics and Statistics*, vol. 39, August, pp. 312-320
- Solow, R.M. (1986)** "On the intergenerational allocation of natural resources", *Scandinavian Journal of Economics*, 88 (1), pp. 141-149
- Solow, R.M. (1991)** "Sustainability: An Economist's Perspective", in: Dorfman, R. & Dorfman, N.S. (eds.) *Economics of the Environment*, 3 Ed., New York
- Solow, R.M. (1992)** *An almost Practical Step towards Sustainability*, 40 Anniversary Conference of Resources for the Future
- Söllner, Fritz (1997)** "A reexamination of the role of thermodynamics for environmental economics", *Ecological Economics*, Vol. 22 (3), pp. 175-201
- Stakhiv, E.Z. & Major, D.C. (1997)** "Ecosystem Evaluation, Climate Change and Water Resources Planning" *Climatic Change*, vol 37, num. 1, pp. 103-120
- Stanley, Thomas R. Jr. (1995)** "Ecosystem Management and the Arrogance of Humanism", *Conservation Biology*, 9, 2 April 1995, pp. 255-262
- Stanley Foundation (1971)** *Strategy for Peace*, 1971, Report Stanley Foundation
- Steffen, W. et al. (eds.) (2004)** *Global Change and the Earth System*, Springer, Heidelberg
- Steinemann, Anne (2000)** "Rethinking human health impact assessment" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (6), pp. 627-645
- Steinemann, A. (2001)** "Improving alternatives for environmental impact assessment" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21 (1), pp. 3-21
- Stern, D.I. & Common, M.S. (2001)** "Is there an environmental Kuznets curve for sulfur?" *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 41, pp. 162-178
- Stokey, N.L. (1991)** "Human capital, product quality, and growth", *Quarterly Journal of Economics*, 106, pp. 587-615
- Stott, Martín Abram (1997)** "Las comunidades locales, el gobierno local y la oportunidad de la Agenda 21" Ponencia a la Conferencia Internacional Medio Ambiente y Sociedad. Los imperativos del cuidado ecológico y la comunidad, La Habana, febrero de 1997
- Strong, Maurice F. (1999)** "Hunger, Poverty, Population and Environment", The Hunger Project Millennium Lecture, April 7, 1999, Madras, India

- Suárez López, Joaquín & García Fernández, María del Carmen (2003)** “Gestión avanzada del ciclo del agua en entornos urbanos sostenibles” in: *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*, Erias, A. (coord.). Ed. Diputación Provincial de A Coruña, Universidade de A Coruña y Universidad Internacional Menéndez Pelayo, A Coruña, 2003, pp. 467-501
- Subirats, J. (1994)** *Análisis de políticas públicas y eficacia de la Administración*, Centro de Publicaciones del Ministerio para las Administraciones Públicas, Madrid
- Suh, Sangwon (2004)** “Functions, commodities and environmental impacts in an ecological-economic model”, *Ecological Economics*, Vol. 48 (4), pp. 451-467
- Sustainable Development Unit Hong Kong (SDU-HK) (2002)** Information Note on Work Progress of the Sustainable Development Unit, June 2002
- Sustainable Development Unit Hong Kong (SDU-HK) (2004)** Information Note on Sustainability Assessment System, ACE Paper 2/2004, January 2004
- Swan, T.W. (1956)** “Economic Growth and Capital Accumulation”, *Economic Record*, 32, pp. 334-361
- Swanson, D.; Pinter, L.; Bregha, F. et al. (2004)** Sustainable Development and National Government Actions – New study identifies key issues in national sustainable development strategy process, *IISD Commentary*, International Institute for Sustainable Development (IISD), 2 pp.
- Swart, R.J.; Raskin, P. & Robinson, J. (2004)** “The problem of the future: sustainability science and scenario analysis”, *Global Environmental Change Part A*, volume 14, issue 2, July 2004, pp. 137-146
- Swatuk, Larry A. (2005)** “From ‘project’ to ‘context’: Community Based Natural Resource Management in Botswana”, *Global Environmental Politics*, vol. 5, issue 3, August 2005, The MIT Press, pp. 95-124
- Talbot, Lee M. (1984)** “The World Conservation Strategy”, in: Thibodeau, F.R. & Field, H.H. (eds) *Sustaining Tomorrow—A Strategy for World Conservation and Development*, University Press of New England
- Thanh, Bui Duy & Lefevre, Thierry (2000)** “Assessing health impact of air pollution from electricity generation. The case of Thailand”, *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (2), pp. 137-158
- Thérivel, R. & Partidário, M.R. (eds) (1996)** *The Practice of Strategic Environmental Assessment*, Earthscan Publications, London
- Thérivel, R.; Wilson, E.; Thompson, S.; Heaney, D. & Pritchard, D. (1992)** *Strategic Environmental Assessment*, Earthscan Publications, London
- Thirwall, A.P. (1994)** *Growth and Development: With Special Reference to Developing Economies*, McMillan, London
- Tietenberg, T.H. (1984)** *Environmental and Natural Resource Economics*, Scott, Foresman & Co, Glenview, Illinois
- Tomás Carpi, J.A. (2003a)** “Indicadores económicos y estrategia de desarrollo sostenible” in: *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*, Erias, A. (coord.). Ed. Diputación Provincial de A Coruña, Universidade de A Coruña y Universidad Internacional Menéndez Pelayo, A Coruña, 2003, pp. 63-101

- Tomás Carpi, J.A. (2003b)** "Desarrollo sostenible y Agenda 21 Local" in: *Economía, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*, Erias, A. (coord.). Ed. Diputación Provincial de A Coruña, Universidade de A Coruña y Universidad Internacional Menéndez Pelayo, A Coruña, 2003, pp. 211-237
- Tonk, R.A.M.N. & Verheem, R.A.A. (1998)** *Integrating the Environment in Strategic Decision-making: One Concept, Multiple Forms*, Paper presented at the annual meeting of the International Association for Impact Assessment (IAIA'98), 19-26 April 1998, Christchurch, New Zealand
- Tukker, Arnold (2000)** "Lyfe cycle assessment as a tool in environmental impact assessment", *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (4), pp. 435-456
- Turner, R. Kerry (1987)** "Sustainable global futures—common interest, interdependency, complexity and global possibilities", *Futures*, 19(5), pp. 574-582
- Turner, R.K. & Pearce, D.W. (1992)** *Sustainable development: ethics and economics*. Working Paper PA92-09, Centre for Social and Economic Research in the Global Environment, University College London
- Turner, B.L.; Kasperson, P.A. & Matson, P.A. et al. (2003)** "A framework for vulnerability analysis in sustainable science", *Proceedings National Academy Sciences USA*, num. 100, pp. 8074-8079
- Turner, B.L.; Matson, P.A.; McCarthy, J.J. et al. (2003)** "Illustrating the coupled human-environment system for vulnerability analysis: Three case studies", *Proceedings National Academy Sciences USA*, num. 100, pp. 8080-8085
- Tzoumis, Kelly (2000)** "Looking at the quality of draft environmental impact statements over time in the United States: Have ratings improved?" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (5), pp. 557-578
- Tzoumis, Kelly & Finegold, Linda (2000)** "Looking at the quality of draft environmental impact statements over time in United States. Have ratings improved?", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20 (5), pp. 557-578
- United Nations (1992)** *United Nations Framework Convention on Climate Change*, United Nations, Rio de Janeiro, Brazil
- United Nations Conference on Human Environment (UNCHE) (1972)** *Report of the United Nations Conference on the Human Environment*, Ed. United Nations Environmental Programme, UNEP
- United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) (1992)** *Report of the United Nations Conference on Environment and Development*, A/CONF. 151/26 United Nations, Rio de Janeiro, Brazil
- United Nations Development Programme (UNDP) (1998)** *Human Development Report*, Oxford University Press, New York & Oxford
- United Nations Development Programme (UNDP) (2001)** *Making New Technologies Work for Human Development*, Oxford University Press, Oxford
- United Nations División for Sustainable Development (UNSD) (2001)** *Indicators of Sustainable Development*, DESA/DSD/2001/3
- United Nations Economic Commission Europe (1985)** *Protocol on the reduction of sulphur emissions or their transboundary fluxes by at least 30 per cent*, United Nations Economic Commission Europe, Helsinki

United Nations Environment Programme (UNEP) (1980) *Guidelines for assessing industrial environmental impact and environmental criteria for the siting of industry*. United Nations Environment Programme. Paris, 1980

United Nations Environment Programme (UNEP) (2003) *UNEP Environmental Impact Assessment Training Resource Manual*, Second Edition, www.unep.ch/etu/publications/EIAMan_2edition_toc.htm

United Nations Environment Programme (UNEP), International Union Conservation Nature (IUCN) & World Wild Foundation (WWF) (1991) *Caring for the Earth*, UNEP, 1991

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) (1997) *Kyoto Protocol to the United Nations Conference on Climate Change*, United Nations, Kyoto

United Nations General Assembly (2000) *United Nations Millenium Declaration*, A/RES/55/2, United Nations, New York

US Congress (1970) *National Environmental Policy Act of 1969* P.L. 91-190, S. 1075, 91st Congress, 1970

US Department of Energy (USDE) (1995) *Monthly Energy Review*, US Department of Energy, October 1995

US Department of Energy (USDE) (1998) *Lessons Learned*, Quarterly Report of NEPA Policy Office, Washington D.C., 1988

US Environmental Protection Agency (US EPA) (1973a) *Application of the National Environmental Policy Act to EPA's Environmental Regulatory Activities*. Washington, DC feb. 1973

US Environmental Protection Agency (US EPA) (1973b) *Environmental Impact Statement Guidelines*. Region X, Seattle, Washington ap. 1973

US Environmental Protection Agency (US EPA) (1984) *Policy and Procedures for the Review of Federal Actions Impacting the Environment*. Washington, DC Oct. 1984, 35 pp.

US Environmental Protection Agency (US EPA) (1999) *Consideration of Cumulative Impacts in EPA Review of NEPA Documents*. EPA 315-R-99-002 may. 1999, 22 pp.

US President (1994) *Government-to-Government Relations With Native American Tribal Governments*. Memorandum, April 29, 1994

US President (2000) *Executive Order 13175 Consultation and Coordination With Indian Tribal Governments* Nov. 6, 2000

Utzinger, J.; Wyss, K.; Moto, D.D. et al. (2005) "Assessing health impacts of the Chad-Cameroon petroleum development and pipeline project: challenges and a way forward", *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 25, pp. 63-93

Valero, Antonio (1998) "Termoeconomía: el punto de encuentro de la termodinámica, la economía y la ecología", *Boletín CF+S*, n. 5, Ed. Instituto Juan de Herrera, Madrid, www.habitat.aq.upm.es/boletin/n5/aaval.html

Valero, A.; Lozano, M.A. & Muñoz, M. (1986) "A general theory of exergy saving, I, II and III" in: *Computed Aided Engineering and Energy Systems: Second Law Analysis and Modelling*, AES vol. 2-3, ASME Book H0341C, New York, pp. 1-21

Van den Herik, K.W. (1998) *Group support for policy making*, Delft University of Technology

- Vanclay, Frank (2003)** "International principles for social impact assessment", *Impact Assessment & Project Appraisal*, 21 (1), pp. 5-11
- Vanclay, F. (2005)** "Principles for social impact assessment: A critical comparison between the international and US documents", *Environmental Impact Assessment Review*, 26, pp. 3-14
- Vanclay, F. & Bronstein, D. (eds) (1995)** *Environment and social impact assessments*, Wiley, London
- Vasquez, John (1991)** *El poder de la política del poder*, Gernika, Madrid, 1991
- Vázquez Espí, Mariano (2000)** "Arquitectura, economía y ecología", *Boletín CF+S*, n. 14, Ed. Instituto Juan de Herrera, www.habitat.aq.upm.es/boletin/n14/amvaz.html
- Velásquez Barrero, Luz Stella (2003)** Propuesta de una metodología de planificación para el desarrollo urbano sostenible y diseño de un sistema de evaluación de la sostenibilidad de ciudades medianas de América Latina, Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Catalunya, Depto. Cátedra UNESCO
- Verheem, R. (1994)** *SEA of the Dutch Ten Year Programme on Waste Management*, Dutch EIA Commission, June 10, 1994
- Verheem, R. (1998)** Present Status of SEA in The Netherlands, *International Workshop on Strategic Environmental Assessment*, Japan Environmental Agency, Tokio,
- Vernadsky, Vladimir I. (1945)** "The Biosphere and the Noosphere", *Scientific American*, 33 (1), pp. 1-12 (reprint in: February 18, 2005 issue of *Executive Intelligence Review*)
- Von Braunmühl, Claudia & von Winterfeld, Uta (2005)** Sustainable Governance. Reclaiming the political sphere, Wuppertal Papers, No. 135e, March 2005, Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy, Wuppertal, Germany, 47 pp.
- Von Weizsäcker, E.U.; Lovins, A. & Lovins, H. (1997)** *Factor Four: Doubling Wealth – Halving Resource Use*, Earthscan Publications, London
- Voogd, H. (1983)** *Multicriteria Evaluation for Urban and Regional Planning*, Ed. Pion Limited, England, 1983
- VROM (1994)** *Prediction in environmental impact assessment*, MER series, vol. 17 Ministry of Public Housing, Physical Planning and Environmental Affairs, Leidschendam, Netherlands
- Wackernagel, Mathis & Rees, William (1996)** *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*, New Society Publishers, Gabriola Island, BC, 1996
- Walker, Jennifer L.; Mitchell, Bruce & Wismer, S. (2000)** "Impacts during project anticipation in Molas, Indonesia. Implications for social impact assessment" *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20 (5), pp. 513-535
- Weir, David (1987)** *The Bhopal Syndrome: Pesticides, Environment and Health*, Sierra Club Books, San Francisco, 1987
- White, G.F. (1974)** *Natural Hazards*, Oxford-New York
- White, G.F. & Haas, J.E. (1975)** *Assessment of Research on Natural Hazards*, MIT Press, Cambridge, MA

White House Domestic Policy Council (WHDPC) (1999) *Tribal Environmental & Natural Resource Assistance Handbook*. Working Group on American Indians and Alaska Natives/EPA American Indian Environmental Office (4104), 1999, 143 pp.

Wilkinson, D.; Fergusson, M.; Bowyer, C.; Ladefoged, A.; Monkhouse, C. & Zdanowicz, A. (2004) *Sustainable Development in the European Commission's Integrated Impact Assessments for 2003 (Final Report)*, Institute for European Environmental Policy, London, 47 pp.

www.ieep.org.uk/publications/pdfs//2004/sustainabledevelopmentineucommission.pdf

Williams, Glen (1992) "Greening the New Canadian Political Economy", *Studies in Political Economy*, 37, Spring 1992

Winslow, Donna (1995) "Indépendance, Savoir Aborigène, et Environnement en Nouvelle-Calédonie" *Journal of Political Ecology*, vol. 2, 1995, pp. 1-19

World Bank (1991) "Environmental Assessment Sourcebook", *Technical Paper*, 139 The World Bank, Washington, D.C.

World Bank (1992) *World Development Report*, Oxford University Press, New York

World Bank (1997) *Expanding the Measure of Wealth*, The World Bank, Washington, D.C.

World Bank (1999) *Knowledge for Development: The World Development Report for 1998/1999*, The World Bank, Washington, D.C.

World Commission on Environment and Development (WCED) (1987) *Our Common Future*, ("The Brundtland Report"), Oxford University Press

World Economic Forum (WEF) (2002) *Environmental Sustainability Index*, World Economic Forum, Davos, Switzerland

World Summit for Children (WScH) (1990) *Goals for children and Development in the 1990s*, United Nations Children's Fund, New York

Wynne, B. (1992) "Uncertainty and Environmental Learning", *Global Environmental Change*, June: 111-127

Xunta de Galicia (2005) *Estratexia Galega de Desenvolvemento Sostible (EGDS)*, (coord. F. Maseda Eimil), Ed. Xunta de Galicia, Consellería de Medio Ambiente, Santiago de Compostela, 374 pp.

Zubair, Lareef (2001) "Challenges for environmental impact assessment in Sri Lanka", *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 21 (5), pp. 469-478

